

Índice de Macrófitos Fluviales (IMF), una nueva herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos mediterráneos

Núria Flor-Arnau^{1,*}, Montserrat Real², Gloria González², Jaume Cambra Sánchez¹, José Luis Moreno³, Carolina Solà⁴ y Antoni Munné⁴

¹ Departamento de Biología Vegetal (Unidad de Botánica). Facultad de Biología, Universidad de Barcelona. Av. Diagonal, 643. 08028 Barcelona.

² United Research Services España, S.L.U. C/Urgell, 143. 08036 Barcelona.

³ Centro Regional de Estudios del Agua. Universidad de Castilla-La Mancha. Crtra. Las Peñas, km 3. 02071 Albacete.

⁴ Agencia Catalana del Agua. C/Provença, 204. 08036 Barcelona.

* Autor responsable de la correspondencia: n.flor@ub.edu

Recibido: 25/07/2014

Aceptado: 05/12/2014

ABSTRACT

The Fluvial Macrophyte Index (IMF), a new tool to assess the ecological status of Mediterranean rivers

The Water Framework Directive (WFD) implementation requires the use of biological quality elements to assess ecological status in water bodies, including aquatic flora. Previous macrophyte indices have been developed for rivers in several Mediterranean regions of the Iberian peninsula. Due to the lack of a suitable tool that would consider macrophyte and physicochemical characteristics of all Spanish Mediterranean fluvial types, the Fluvial Macrophyte Index (IMF) was designed in compliance with WFD.

We have worked with the identified samples collected from 177 sites and with the data from 121 extra sites from projects carried out in the Ebro basin and in Catalonia. IMF includes tolerance values and ecological range of 124 taxa (50 angiosperms, 31 algae, 30 mosses, 8 liverworts and 5 pteridophytes). IMF scores are obtained from the Zelinka and Marvan's (1961) formula and the value is then assigned to the corresponding quality class according to the WFD. This assignment is based on the fluvial group to whom the sampling site corresponds. Each group includes several Mediterranean river types based on their similarity of macrophyte inventories and for each of them the reference values and thresholds between quality classes have been calculated.

The IMF has been correlated with other macrophyte indices, as well as with hydromorphological indices and physicochemical variables. Most of the correlations are significant and the obtained coefficients are high. In addition, the IMF is able to statistically discriminate reference sites from perturbed sites in most of the fluvial groups. Moreover, if the indices contained in the Water Planning Instruction (Ministerial Order ARM/2656/2008, 10 September) are applied, the IMF shows a high discrimination efficiency between sites with good or higher ecological status and the rest. Therefore, the IMF is proposed as an effective ecological tool to assess the ecological status of Mediterranean rivers.

Key words: Water Framework Directive, ecological status, Mediterranean rivers, macrophytes.

RESUMEN

Índice de Macrófitos Fluviales (IMF), una nueva herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos mediterráneos

La aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA) requiere que el establecimiento del estado ecológico de las masas de agua se haga a partir de la evaluación de elementos de calidad biológica, entre ellos la flora acuática. Se optó por diseñar el Índice de Macrófitos Fluviales (IMF) debido a que, aunque existen índices de macrófitos de ríos desarrollados en zonas concretas de la región mediterránea de la Península Ibérica, ninguno de ellos se ajustaba a las exigencias de la DMA ni consideraba las especies y las características fisicoquímicas de todos los tipos fluviales de ámbito mediterráneo.

Se ha trabajado con las muestras recolectadas en 177 estaciones y con los datos procedentes del muestreo de 121 estaciones de proyectos llevados a cabo en la cuenca del Ebro y las cuencas internas de Cataluña, y se han establecido

las valoraciones de sensibilidad y amplitud ecológica para 124 taxones (50 angiospermas, 31 algas, 30 musgos, 8 hepáticas y 5 pteridófitos). La puntuación del IMF se obtiene a partir de la fórmula de Zelinka y Marvan (1961). Al valor obtenido se le asigna una de las cinco clases de calidad determinadas por la DMA. Esta asignación se hace a partir del grupo fluvial al que pertenece la estación de muestreo. Cada grupo engloba distintos tipos fluviales mediterráneos en función de la similitud de los inventarios obtenidos y para cada uno de ellos se han calculado los valores de referencia y los umbrales entre las clases de calidad.

Se ha correlacionado el IMF con otros índices biológicos, hidromorfológicos e indicadores fisicoquímicos. La mayoría de las correlaciones son significativas y los coeficientes obtenidos elevados. Además, el IMF es capaz de discriminar estadísticamente las estaciones de referencia de las perturbadas en gran parte de los grupos fluviales obtenidos. Por otra parte, si se aplican los índices recogidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica (Orden Ministerial ARM/2656/2008, de 10 de septiembre), el IMF discrimina eficazmente las estaciones con un estado ecológico igual o superior a bueno del resto. Por todo ello, el IMF se presenta como una herramienta eficaz para clasificar el estado ecológico de los ríos de ámbito mediterráneo.

Palabras clave: Directiva Marco del Agua, estado ecológico, ríos mediterráneos, macrófitos.

INTRODUCCIÓN

La Directiva Marco del Agua (Comisión Europea, 2000), en adelante DMA, supuso un importante cambio a la hora de evaluar el estado ecológico de las masas de agua epicontinentales, especialmente en lo referente al uso de los indicadores biológicos (Munné & Prat, 2006). A partir de su entrada en vigor, se pasó de controlar únicamente los efectos de la contaminación química del agua a una evaluación integrada de los ecosistemas acuáticos en la que los elementos de calidad biológicos tenían mayor peso (Birk *et al.*, 2012). No obstante, aunque la DMA especifica qué atributos de las comunidades biológicas deben evaluarse, no concreta qué índices deben usarse para ello (Hering *et al.*, 2010), por lo que la decisión queda en manos de los estados miembros de la Unión Europea (Birk *et al.*, 2012).

Los bioindicadores a tener en cuenta en el caso de los ríos son los macroinvertebrados, los peces y la flora acuática (diatomeas bentónicas y macrófitos). Los macrófitos fluviales integran los cambios en la calidad del agua a medio plazo en comparación a las diatomeas bentónicas (Aguiar *et al.*, 2014). Además, constituyen un sustrato, refugio y/o el recurso alimenticio directo para muchas especies (Butcher, 1933) y son sensibles a las perturbaciones antropogénicas (Barendregt & Bio, 2003; Lacoul & Freedman, 2006; Lumberras *et al.*, 2013). Sin embargo, resulta complicado recoger muestras significativas y cuantificar su

abundancia en el campo (Kercher *et al.*, 2003). Salvando las críticas que suscita el uso de los índices tróficos de macrófitos para monitorizar ríos (Demars *et al.*, 2012), en otros países europeos se han mejorado los existentes o se han creado otros nuevos. Fruto de ello son las propuestas que han aparecido en Alemania (Schaumburg *et al.*, 2004; Schneider & Melzer, 2003), Francia (AFNOR, 2003), Eslovenia (Kuhar *et al.*, 2011), Irlanda (Dodkins *et al.*, 2005), Portugal (Aguiar *et al.*, 2011; Dodkins *et al.*, 2012) y Reino Unido (Holmes *et al.*, 1999). Sin embargo, debido a la falta de tradición en el uso de estos organismos como bioindicadores (Aguiar *et al.*, 2014), la mayoría de los métodos anteriores no están calibrados según la tipología fluvial (Hering *et al.*, 2010). De hecho, este déficit a nivel europeo se pone de manifiesto en Birk *et al.* (2010), donde el 34 % de los métodos recogidos sirve para valorar el estado de los ríos y únicamente el 16.7 % de éstos se vale de los macrófitos para hacerlo. Por ello, se debería mejorar el conocimiento que se tiene sobre los macrófitos fluviales (Franklin *et al.*, 2008; Marzin *et al.*, 2012) y así subsanar la falta de herramientas exhaustivas acerca de la realidad ecológica de los ríos (Demars, 2013).

Por su parte, en España también existe escasa e incompleta información sobre el uso de los macrófitos como bioindicadores (García Murillo *et al.*, 2009) y, de la misma manera, ninguno de los tres índices disponibles está calibrado según los tipos fluviales –Índice de Macrófitos (IM,

Suárez *et al.*, 2005), Índice de Vegetación Acuática Castilla-La Mancha (IVAM-CLM, Moreno *et al.*, 2006) y la versión de éste para las cuencas internas de Cataluña (IVAM-FBL, Moreno *et al.*, 2008). Además, estos índices fueron excluidos del ejercicio de intercalibración europeo en ríos mediterráneos (Comisión Europea, 2013) y en España se adoptó como oficial al índice francés IBMR (AFNOR, 2003). Las causas de su exclusión fueron que estos índices requieren una resolución taxonómica inferior al nivel de especie, trabajan con una escala de abundancia de tres clases y consideran únicamente la comunidad de hidrófitos. Otra consecuencia del déficit de información acerca de estos organismos fue la no inclusión de los macrófitos como elementos de calidad biológicos en ríos en la Instrucción de Planificación Hidrológica de España (MARM, 2008), en adelante IPH. Esto resulta paradójico si se tiene en cuenta que en las cuencas fluviales españolas existe una gran diversidad de ecosiste-

mas acuáticos (Suárez & Vidal-Abarca, 2012) y que determinadas definiciones de tipos de hábitat lóticos se basan en las comunidades vegetales (Toro *et al.*, 2009). Para subsanar esta falta de datos se necesitarían profesionales adecuadamente formados (Cambra *et al.*, 2012) y que las administraciones dedicaran un mayor esfuerzo para extender el uso de los macrófitos en los programas de seguimiento de ríos (Brabec & Szoszkiewicz, 2006). De hecho, la implantación de las redes de control biológico de acuerdo a los criterios de la DMA es reciente en España (Ruza, 2008), existen pocos ejemplos de confederaciones hidrográficas que hayan incorporado los macrófitos en el monitoreo de los ríos y muchas de las escasas experiencias quedan circunscritas al ámbito de la investigación (Cambra *et al.*, 2012).

En este escenario, los objetivos del presente estudio fueron (i) desarrollar un índice que subsanara los inconvenientes metodológicos detectados durante el ejercicio de intercalibración y

Tabla 1. Número de estaciones muestreadas y validadas para cada tipo y grupo fluvial. Estaciones de referencia (REF), máxima calidad (MCAL) y perturbadas (PRES). *Number of sampled and validated sites for each river type and river group. Reference sites (REF), maximum quality sites (MCAL) and perturbed sites (PRES).*

Código grupo fluvial	Código tipo fluvial	Descripción tipo fluvial	Nº estaciones de referencia	Nº estaciones de máxima calidad	Nº estaciones perturbadas	Total
1	111	Ríos de montaña mediterránea silíceas	6	0	4	10
	127	Ríos de alta montaña	7	0	3	10
2	112	Ríos de montaña mediterránea calcárea	4	0	6	10
	126	Ríos de montaña húmeda silíceas	5	0	5	10
3	109	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	5	0	5	10
	110	Ríos mediterráneos con influencia cárstica	1	4	5	10
	118	Ríos costeros mediterráneos	0	1	3	4
4	113	Ríos mediterráneos muy mineralizados	0	3	5	8
	114	Ejes mediterráneos de baja altitud	0	1	7	8
5	102	Ríos de depresión del Guadalquivir	1	4	5	10
	105	Ríos manchegos	0	3	6	9
	107	Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud	0	5	5	10
6	106	Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena	5	0	5	10
	116	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	3	3	5	11
	117	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	0	5	4	9
7	101	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	2	4	4	10
	108	Ríos de baja montaña mediterránea silíceas	5	0	5	10
	115	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	1	4	4	9
8	104	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	4	0	5	9
Total			49	37	91	



Figura 1. Distribución de las estaciones fluviales de estudio en las cuencas hidrográficas de España. Se indican con una estrella las estaciones de referencia, con un círculo las de máxima calidad y con una cruz las perturbadas. *Study area with the location of the sampling sites. Reference sites (star), maximum quality sites (circle) and perturbed sites (cross) are indicated.*

(ii) llevar a cabo un estudio comparativo para conocer la efectividad del nuevo índice en relación al resto de índices utilizados por los organismos gestores de los ríos españoles.

MATERIAL Y MÉTODOS

En este apartado se han utilizado las bases de datos provenientes de proyectos del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2010), en adelante MARM, de la Confederación Hidrográfica del Ebro (Cambra *et al.*, 2012) y de la Agencia Catalana del Agua (ACA, 2009, 2010).

Estaciones de muestreo: selección, validación y agrupación

Durante el verano de 2009 y 2010 se llevó a cabo un muestreo en estaciones representativas de los diecinueve tipos fluviales de carácter mediterráneo de las cuencas de la España peninsular recogidos en la IPH. Para cada tipo fluvial se seleccionaron cinco estaciones representativas de las condiciones de referencia o de máxima calidad (próximas al estado de referencia) y cinco estaciones afectadas por perturbaciones antropogénicas. Esta selección requirió localizar y analizar la

información disponible en diferentes organismos oficiales. Para ello, se consultaron las bases de datos del MARM, del Proyecto Guadalmed, de la Agencia Catalana del Agua y de la Diputación de Barcelona. Del conjunto de información, se seleccionaron las variables que mejor definían los impactos y se establecieron los umbrales para cada nivel de presión antropogénica. Este proceso de análisis permitió la identificación de 190 estaciones de muestreo potenciales, de las que finalmente se muestrearon 177 (Fig. 1), ya que 13 se encontraron secas o fueron inaccesibles. Una vez realizado el muestreo, se verificó que las estaciones de referencia cumplieran con los requisitos para ser consideradas como tales. Para ello se establecieron criterios de validación que se agruparon en tres tipos de alteraciones (morfológicas, hidrológicas y de vegetación de ribera y usos del suelo) y se analizaron a tres escalas (estación de muestreo, tramo y cuenca). Los umbrales aplicados durante la validación seguían las indicaciones del MARM (2008), del grupo de intercalibración Med-GIG y de Munné & Prat (2009), todos ellos basados en las directrices de la Comisión Europea (2003). Finalmente, se concluyó que 49 de las estaciones muestreadas eran de referencia, 37 de máxima calidad y 91 estaban impactadas por algún tipo de presión antropogénica (Tabla 1). El proceso de selección y validación de estaciones se encuentra detallado en el informe técnico del MARM (2010).

Después de la validación de las estaciones, algunos tipos fluviales quedaron sin un número suficiente de estaciones de referencia o de máxima calidad ($n < 5$), por lo que se decidió reunirlos en grupos fluviales según la similitud de sus inventarios de macrófitos. Para ello, se realizó un análisis de redundancia (RDA) con el programa Canoco 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002). En este análisis se utilizó la matriz de abundancias de los taxones de todas las estaciones y los tipos fluviales se incorporaron como variables ambientales. Para extraer la variación debida a las presiones e impactos se incorporaron como covariables: 1) las presiones hidromorfológicas representadas por los índices QBR (Munné *et al.*, 2003; Munné *et al.*, 1998), HMS y HQA (Raven *et al.*, 1998); 2) los usos urbanos y/o agrí-

colas del tramo valorados a partir del RHS (Raven *et al.*, 1998) y de la cuenca, según Muné & Prat (2009) y 3) los valores de conductividad y concentraciones de amonio, nitrato y fosfato. Todas las covariables se transformaron según Fry (1993) del siguiente modo: variables de presión estandarizadas y transformadas según $\log_{10}(x + 1)$ (QBR, HMS, HQA, usos urbanos y agrícolas del tramo); variables de presión transformadas según $\sin^{-1} \sqrt{(x/100)}$ (usos del suelo de la cuenca: urbano, natural, agrícola intensivo y agrícola extensivo) y descriptores transformados según $\log_{10}(x + 1)$ (conductividad, concentración de amonio, nitrato y fosfato). Sobre el diagrama de ordenación resultante, donde aparecen los dos primeros ejes (4.5 % y 2.2 % de la varianza explicada, respectivamente), se agruparon los diecinueve tipos fluviales en ocho grupos (Fig. 2, Tabla 1). Esta agrupación se validó con los resultados de dos análisis de similitud ANOSIM (distancia de Bray-Curtis). Un primer análisis incluyó las variables ambientales estandarizadas y transformadas ($\ln(x + 1)$) que definen los tipos fluviales de la IPH y un segundo análisis incluyó la categoría de recubrimiento de los taxones de macrófitos muestreados. Los resultados de ambos análisis revelaron diferencias significativas entre los ocho grupos fluviales (ANOSIM 1: R global = 0.361, p -valor = 0.0001; ANOSIM 2: R

global = 0.287, p -valor = 0.0001). Los análisis de similitud se realizaron con el programa Past 2.04 (Hammer *et al.*, 2001). Los grupos fluviales obtenidos eran coherentes con las características de las estaciones que incluían (Tabla 2).

Muestreo de campo y trabajo de laboratorio

En las 177 estaciones visitadas se recogieron muestras de macrófitos y se valoró la abundancia de cada taxón según los procedimientos vigentes (AENOR, 2004; C.H.Ebro, 2005). Además de estos organismos, también se recogieron muestras de macroinvertebrados bentónicos y se determinaron los parámetros fisicoquímicos e hidromorfológicos recogidos en la Tabla 6. En el laboratorio se procedió a la identificación de las muestras de macrófitos a nivel específico en la mayoría de los casos. Para ello se usaron diferentes obras de consulta sobre plantas vasculares y pteridófitos (Castroviejo, 1986-2012; Cirujano & Medina, 2002), algas (Bourelly, 1970, 1972, 1981; Cirujano *et al.*, 2007) y briófitos (Brugués *et al.*, 2007; Casas *et al.*, 2006; Casas *et al.*, 2009; Guerra *et al.*, 2010; Guerra *et al.*, 2006). En el caso de las muestras de algas y musgos, se asignó la cobertura estimada en el campo a la especie más abundante de la muestra, y a las especies restantes presentes en la misma se les

Tabla 2. Principales características fisicoquímicas de los grupos fluviales. Conductividad (C), amonio (A), nitrato (N), fosfato (P), altitud (ALT), caudal (CA), promedio (P), desviación estándar (SD), valor mínimo (m), valor máximo (M). *Main physicochemical characteristics for the river groups. Conductivity (C), ammonium (A), nitrate (N), phosphate (P), altitude (ALT), flow (CA), average (P), standard deviation (SD), minimum value (m), maximum value (M).*

		Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
C ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	P \pm SD	161.2 \pm 147.2	472.6 \pm 207.4	968.3 \pm 561.4	2028.7 \pm 2120.3	1442.8 \pm 723.5	952.1 \pm 1640.1	332.7 \pm 315.5	520.9 \pm 450.2
	m-M	23.6-630	80.1-1014	375-3000	133-9180	376-2860	128.3-9210	39-1256	23.5-1276
A (mg/L)	P \pm SD	0.10 \pm 0.13	0.09 \pm 0.08	0.15 \pm 0.19	0.16 \pm 0.18	1.65 \pm 4.35	0.47 \pm 2.26	0.41 \pm 1.72	2.25 \pm 6.17
	m-M	0.04-0.62	0.04-0.39	0.04-0.62	0.04-0.62	0.04-20.13	0.03-12.45	0.04-9.34	0.04-18.67
N (mg/L)	P \pm SD	2.28 \pm 3.46	7.78 \pm 13.58	12.03 \pm 13.97	11.23 \pm 6.99	20.21 \pm 20.54	4 \pm 5.19	4.26 \pm 8.74	4.71 \pm 10.83
	m-M	0.00-14.17	0.66-62.23	0.03-59.79	1.09-25.30	0.02-98.74	0.00-23.53	0.00-34.9	0.00-32.67
P (mg/L)	P \pm SD	0.07 \pm 0.14	0.08 \pm 0.18	0.22 \pm 0.62	0.24 \pm 0.39	0.26 \pm 0.82	0.16 \pm 0.49	0.26 \pm 0.52	1.04 \pm 2.07
	m-M	0.01-0.51	0.01-0.63	0.01-2.90	0.00-1.45	0.01-4.21	0.01-2.71	0.01-2.45	0.01-6.11
ALT (msnm)	P \pm SD	965.6 \pm 434.9	654.1 \pm 252.5	268.3 \pm 230.2	224.8 \pm 231.7	313.1 \pm 334.7	314.3 \pm 235	420.4 \pm 155.9	830.8 \pm 118.6
	m-M	128-1734	156-1052	5-730	7-757	4-985	5-861	175-956	685-969
CA ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)	P \pm SD	0.44 \pm 0.62	1.42 \pm 3.1	0.49 \pm 0.52	4.74 \pm 5.15	0.46 \pm 0.50	15.53 \pm 32.71	1.82 \pm 4.71	0.18 \pm 0.27
	m-M	0.0-2.47	0.02-13.45	0.02-1.96	0.01-12.83	0.02-2.46	0.01-170.75	0.00-24.01	0.02-0.90

asignó la clase de recubrimiento más baja de la escala utilizada (< 0.1 %).

Con los resultados florísticos se calcularon, además del nuevo IMF, los índices de macrófitos aplicados actualmente por los organismos gestores de los ríos españoles: IBMR (AFNOR, 2003), IVAM-CLM (Moreno *et al.*, 2006), IVAM-FBL (Moreno *et al.*, 2008) e IM (Suárez *et al.*, 2005). Las principales características de los índices están recogidas en la Tabla S1 (material suplementario disponible en www.limnetica.net/ internet). En el laboratorio también se calcularon índices hidromorfológicos y de macroinvertebrados a partir de los datos y muestras recogidos en el campo y se recopilieron datos existentes sobre índices de otros indicadores biológicos

(diatomeas y peces) en las fuentes citadas en el apartado anterior.

Índice de Macrófitos Fluviales (IMF)

Para el desarrollo del índice IMF se usaron los datos obtenidos en el muestreo de las 177 estaciones visitadas, y para definir mejor la asignación de valores indicadores del estado trófico de los taxones se dispuso además de datos procedentes del muestreo de 121 estaciones de proyectos llevados a cabo en la cuenca del Ebro (Cambra *et al.*, 2012) y en las cuencas internas de Cataluña (ACA, 2009, 2010). Los datos obtenidos en estas estaciones extra no se han incluido en el inventario florístico, ni en las evaluaciones del estado

Tabla 3. Valores de referencia y umbrales de las clases de calidad de los índices de macrófitos según el grupo fluvial. Se destacan en sombreado los valores obtenidos a partir de estaciones de máxima calidad. *Reference values and quality classes thresholds for each river group. Values obtained from the maximum quality sites in grey.*

IMF	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
Valor de referencia	14.9	13.7	13.1	13.4	9.2	13.6	14.7	13.8
Umbral muy bueno/bueno	13.5	13.4	11.1	12.6	6.9	9.7	14.3	13.1
Umbral bueno/moderado	10.1	10.1	8.3	9.4	5.2	7.3	10.7	9.8
Umbral moderado/deficiente	6.7	6.7	5.5	6.3	3.5	4.9	7.2	6.5
Umbral deficiente/malo	3.4	3.4	2.8	3.1	1.7	2.4	3.6	3.3
IBMR	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
Valor de referencia	12.0	11.9	10.3	11.0	9.1	9.2	11.4	9.7
Umbral muy bueno/bueno	10.5	11.6	9.4	9.2	8.0	8.8	10.4	7.4
Umbral bueno/moderado	7.9	8.7	7.1	6.9	6.0	6.6	7.8	5.6
Umbral moderado/deficiente	5.3	5.8	4.7	4.6	4.0	4.4	5.2	3.7
Umbral deficiente/malo	2.6	2.9	2.4	2.3	2.0	2.2	2.6	1.9
IVAM-CLM	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
Valor de referencia	6.4	6.0	5.3	4.0	3.1	5.8	6.3	6.1
Umbral muy bueno/bueno	6.2	6.0	4.9	3.1	2.9	5.0	6.1	5.8
Umbral bueno/moderado	4.6	4.5	3.7	2.3	2.1	3.8	4.5	4.3
Umbral moderado/deficiente	3.1	3.0	2.4	1.5	1.4	2.5	3.0	2.9
Umbral deficiente/malo	1.5	1.5	1.2	0.8	0.7	1.3	1.5	1.4
IVAM-FBL	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
Valor de referencia	5.0	4.6	4.7	4.3	2.9	4.6	5.1	5.1
Umbral muy bueno/bueno	4.8	4.4	4.5	3.6	2.0	4.3	4.8	4.8
Umbral bueno/moderado	3.6	3.3	3.4	2.7	1.5	3.2	3.6	3.6
Umbral moderado/deficiente	2.4	2.2	2.2	1.8	1.0	2.2	2.4	2.4
Umbral deficiente/malo	1.2	1.1	1.1	0.9	0.5	1.1	1.2	1.2
IM	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
Valor de referencia	26	21	23	20	7	24	20	22
Umbral muy bueno/bueno	21	20	20	15	5	13	17	17
Umbral bueno/moderado	16	15	15	11	4	10	13	13
Umbral moderado/deficiente	11	10	10	7	3	7	9	8
Umbral deficiente/malo	5	5	5	4	1	3	4	4

ecológico o en las correlaciones presentadas en este estudio.

Los datos del total de 298 estaciones se cribaron aplicando restricciones de frecuencia de los taxones identificados y de abundancia de los mismos para considerar o no los datos de nutrientes de la estación de recolección. Así, el IMF considera 103 taxones que se encontraron en un mínimo de cinco estaciones (restricción de frecuencia) y 21 taxones más presentes en tres o cuatro estaciones, pero que están incluidos en el índice IBMR o son característicos de la región mediterránea. Por otra parte, únicamente se tuvieron en cuenta los valores de concentración de nutrientes de las estaciones donde el taxón en cuestión ocupaba un mínimo del 10 % de su superficie (restricción de abundancia). A partir del rango de las concentraciones de fosfato y amonio, se combinó la metodología de asignación del IVAM-CLM (Moreno *et al.*, 2006) y la escala de valores del IBMR (AFNOR, 2003) para designar las puntuaciones del IMF (Tabla S2, material suplementario disponible en www.limnetica.net/internet). Así, a cada uno de los cuatro grupos de concentraciones de nutrientes según el IVAM-CLM se le asignó un rango de cinco valores de la escala del IBMR. Para la asignación final del valor de sensibilidad y de estenoicidad respecto al estado trófico de cada taxón se contó con la experiencia de especialistas en macrófitos fluviales. El IMF incluye valoraciones para 124 taxones: 50 especies de angiospermas, 31 taxones de algas, 30 especies de musgos, 8 de hepáticas y 5 de pteridófitos (Tabla S3, material suplementario disponible en www.limnetica.net/internet). La puntuación del IMF se obtiene a partir de la fórmula de Zelinka & Marvan (1961): $IMF = (\sum Ei * Ki * Csi) / (\sum Ei * Ki)$, donde Ki es el recubrimiento de los taxones en la estación –rango: 1-5; 1 (< 0.1 %), 2 (0.1-1 %), 3 (1-10 %), 4 (10-50 %), 5 (> 50 %)–; Csi es el valor de sensibilidad respecto a la eutrofia (rango: 1-20) y Ei , es el valor de estenoicidad o amplitud ecológica (rango: 1-3).

Gracias al ejercicio de agrupación de los tipos fluviales explicado anteriormente, se calcularon los umbrales entre las clases de calidad del IMF para cada uno de los grupos fluviales y se recalcularon éstos para el resto de índices de macrófi-

tos (Tabla 3). Las cinco clases de calidad del estado ecológico son las establecidas por la DMA. Los valores de referencia se calcularon a partir de la mediana de los valores obtenidos en estaciones de referencia o de máxima calidad (grupos 4 y 5). Para obtener el umbral entre las calidades *muy bueno-bueno* se calculó el percentil 25 (P25) de los valores obtenidos en las estaciones de referencia o de máxima calidad, según el caso. Posteriormente, se utilizó este valor para el cálculo de los umbrales *bueno-moderado* (P25*0.75), *moderado-deficiente* (P25*0.5) y *deficiente-malo* (P25*0.25).

Tratamiento de datos

Las relaciones bivariantes entre los índices biológicos, hidromorfológicos, indicadores fisicoquímicos, régimen hidrológico, usos del suelo y el gradiente de presiones se analizaron mediante el coeficiente de correlación de Spearman (r_s). El gradiente de presiones proviene de los valores del primer eje de un análisis de redundancia (RDA) realizado con el programa Canoco 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002) y basado en variables hidromorfológicas, usos del suelo y características fisicoquímicas del agua. Los detalles sobre la determinación del gradiente de presiones antropogénicas se encuentran en el informe técnico del MARM (2010).

Se utilizó el test de Kruskal-Wallis para detectar qué índices e indicadores presentaban diferencias entre las cinco clases de calidad de los índices de macrófitos. Por otra parte, se realizó el test de Mann-Whitney para determinar qué índices de macrófitos eran capaces de discriminar entre las estaciones cuyo estado ecológico era *bueno* o superior de las que tenían una valoración inferior a *bueno*. Para ello se valoró el estado de las estaciones usando únicamente los índices recogidos en la IPH. Es decir, el estado de la estación se estableció a partir de los índices biológicos IPS e IBMWP y los índices hidromorfológicos IHF y QBR. Debe tenerse en cuenta que no se dispuso de los umbrales de los índices antes mencionados para todos los tipos fluviales y que, en el caso de el IHF y el QBR, el umbral disponible era el que separaba el *muy buen estado* del *bueno*.

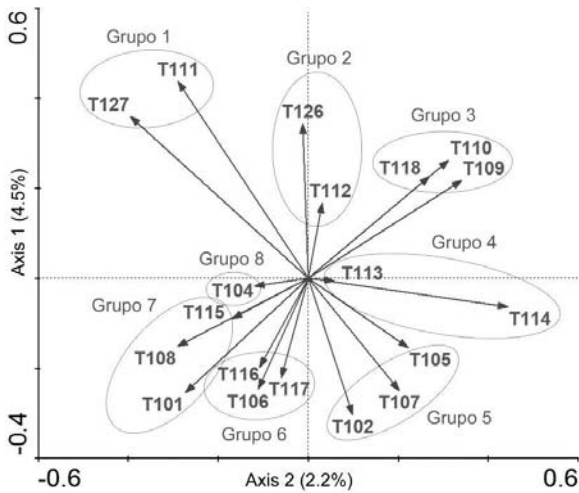


Figura 2. Diagrama de ordenación de los tipos fluviales según un análisis de redundancia (RDA) basado en la matriz de especies de macrófitos; y agrupación resultante de los tipos fluviales según un análisis de similitudes (ANOSIM). *Ordination diagram of river types according to a redundancy analysis (RDA) based on macrophyte species matrix; and grouping of river types based on an analysis of similarities (ANOSIM).*

En el caso de las diatomeas y los macroinvertebrados se dispuso de pocos datos, por lo que se optó por utilizar los umbrales originales para los tipos fluviales no incluidos en la IPH. Estos valores están disponibles en Coste (1982), para las diatomeas y en Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988), para los macroinvertebrados. Por último, se calculó la eficacia de discriminación de todos los índices biológicos e hidromorfológicos calculados en relación a los incluidos en la IPH. De acuerdo con Del Pozo *et al.* (2010), la eficacia de discriminación corresponde al porcentaje de estaciones perturbadas con puntuaciones por debajo del percentil 25 de los valores de estacio-

nes no perturbadas. Estos análisis estadísticos se calcularon con el programa Past 2.04 (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS

Datos florísticos

En las 177 estaciones visitadas se identificaron 179 taxones de hidrófitos y helófitos pertenecientes a 111 géneros diferentes, lo que supuso la determinación de 1841 especímenes. Del total, 82 taxones fueron angiospermas (45.8%), 46 algas (25.7%), 35 musgos (19.5%), 10 hepáticas (5.6%) y 6 pteridófitos (3.3%). El 26.2% de los taxones se recolectaron únicamente en una estación, mientras que el 49.1% estaban presentes en cinco o más estaciones. No hubo ninguna estación en la que no se recolectaran macrófitos, siendo 27 el número máximo y 10.2 el promedio de taxones por estación. El grupo fluvial número 6 fue el más diverso y el que contó con más estaciones muestreadas (Tabla 4). Por el contrario, el grupo menos diverso fue el 5, donde destaca la falta de musgos y hepáticas.

Los taxones más frecuentes fueron: *Cladophora sp.* (presente en 86 estaciones), *Scirpoides holoschoenus* (80), *Rorippa nasturtium-aquaticum* (70), *Apium nodiflorum* (67), *Phragmites australis* (66), *Veronica anagallis-aquatica* (50), *Spirogyra sp.* (45), *Lythrum salicaria* (36) y *Phormidium sp.* (35). Entre los taxones presentes en menos de 5 estaciones cabe señalar *Batrachospermum sp.* (4), *Rivularia sp.* (4), *Juncus maritimus* (3), *Compsopogon sp.* (3), *Azolla filicu-*

Tabla 4. Número de taxones de los diferentes tipos de macrófitos en los grupos fluviales. Se indica el número de estaciones consideradas en cada caso (*n*). *Number of taxa of the different macrophyte types in each river group. Number of sites considered in each case is indicated (n).*

Código grupo fluvial	<i>n</i>	Angiospermas	Algas	Musgos	Hepáticas	Pteridófitos	Total
1	20	33	17	27	5	3	85
2	20	37	20	15	3	2	77
3	24	42	27	14	5	3	91
4	16	34	15	5	2	2	58
5	29	32	11	0	0	2	45
6	30	44	28	17	6	5	100
7	29	50	21	16	7	3	97
8	9	28	8	7	1	4	48

loides(2), *Brachytheceium rivulare* (2), *Bangia* sp. (2), *Eucladium verticillatum* (1) o *Thorea* sp. (1).

Estado ecológico de las estaciones visitadas

En el Tabla S4 se presentan los valores de los índices de macrófitos calculados y los Cocientes de Calidad Ecológica (EQR, en inglés) (material suplementario disponible en www.limnetica.net/internet). La clase de calidad del estado ecológico se ha representado en trama de color una vez aplicados los umbrales recalculados de la Tabla 3. Se aprecia que las valoraciones difieren según el índice aplicado y que incluso una misma estación puede presentar clases opuestas. Si se comparan estos resultados con los de los índices con umbrales originales se observa que con éstos la mayoría de los grupos presentaba un estado ecológico inferior a *bueno*. Cuando se utilizaron los umbrales recalculados, el porcentaje de estaciones con estado ecológico superior a *bueno* aumentó considerablemente, especialmente en el caso del IBMR (Fig. 3). En algunas estaciones no fue posible el cálculo de los índices nacionales IVAM-FBL (6), IVAM-CLM (4) e IM (4) debido

a que diferentes géneros recolectados no estaban incluidos en los listados de dichos índices.

Según el IMF, los grupos fluviales con un mayor porcentaje de estaciones con estado ecológico *bueno* o superior fueron el 1, 6 y 2 (Fig. 4). Éstos incluían estaciones situadas a mayor altitud, con menor contenido en fósforo soluble y, normalmente, con aguas poco mineralizadas (Tabla 2). En estos casos, la mediana del IMF se situó entre 11 (grupo 6) y 14.1 (grupo 1) (Fig. 4). Por el contrario, los grupos con un mayor porcentaje de estaciones con estado ecológico inferior a *bueno* fueron el 4 y 7 (Fig. 4). Éstos incluían estaciones más caudalosas situadas a menor altitud, con mayor contenido en nutrientes y aguas más mineralizadas (Tabla 2). En estos casos, la mediana del IMF osciló entre 8.8 (grupo 4) y 11.7 (grupo 7) (Fig. 4).

La mediana del EQR del IMF en puntos de referencia o de máxima calidad fue siempre superior al valor obtenido en estaciones perturbadas (Fig. 5). Los valores del IMF presentaron diferencias significativas en cinco de los ocho grupos fluviales entre estaciones de referencia y perturbadas y/o entre estaciones de máxima calidad

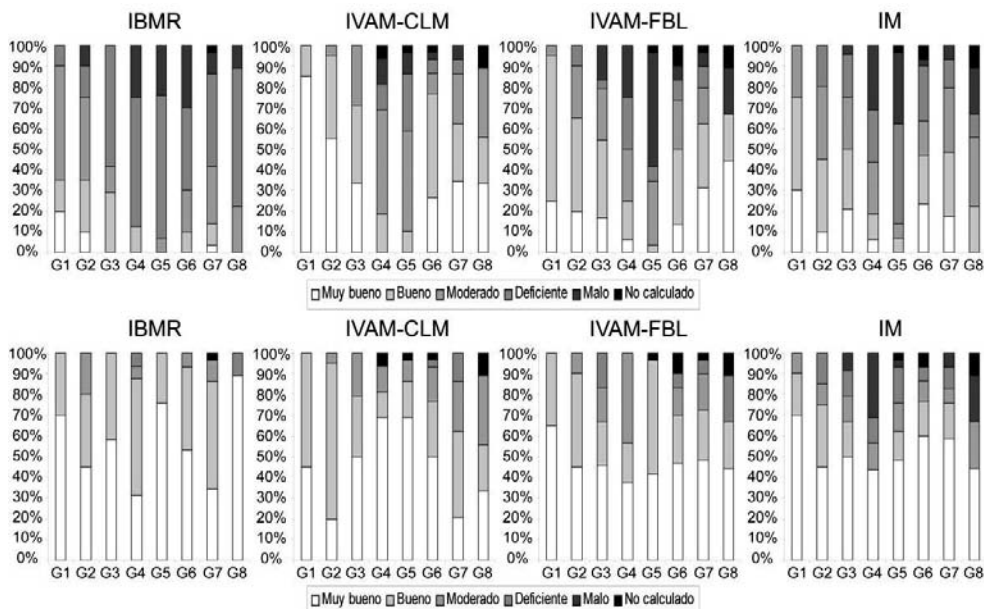


Figura 3. Distribución de las clases de calidad de los índices de macrófitos publicados para todos los grupos fluviales (arriba: umbrales originales, abajo: umbrales recalculados). *Distribution of published macrophyte indices' quality classes for all the river groups (above: original thresholds, below: recalculated thresholds).*

y perturbadas (Tabla 5). El IVAM-CLM presentó la misma capacidad de discriminación que el IMF, pero en diferentes grupos; el IVAM-FBL y el IBMR discriminaron los tipos de estaciones en tres y dos grupos, respectivamente, y el IM únicamente lo hizo en el grupo 3.

Comparativa de los índices de macrófitos

Las correlaciones del IMF con el resto de índices de macrófitos fueron todas significativas y se obtuvieron los coeficientes de correlación más elevados con la gran mayoría de índices biológicos, en comparación con el resto de índices de macrófitos (Tabla 6). Con el IMF también se obtuvieron correlaciones significativas con todos los índices hidromorfológicos, así como con la mayoría de datos fisicoquímicos e indicadores de presiones, destacando el gradiente de presiones ($r_s = -0.648$), la conductividad ($r_s = -0.634$) y los nutrientes (amonio ($r_s = -0.467$), fosfato ($r_s = -0.441$) y nitrato ($r_s = -0.451$). Por último,

todos los índices biológicos de diatomeas y macroinvertebrados, los índices hidromorfológicos IHF y QBR y la mayoría de indicadores fisicoquímicos y de presiones presentaron diferencias significativas entre las clases de calidad del IMF, incluyendo el amonio y el fosfato (Tabla 6).

El resto de índices de macrófitos alcanzaron resultados similares a los obtenidos con el IMF, puesto que las correlaciones fueron significativas con la mayoría de índices e indicadores (Tabla 6). Sin embargo, a pesar de ser índices tróficos, no se detectó que los nutrientes en los que basan sus puntuaciones discriminaran entre las diferentes categorías del estado ecológico.

Comparativa de los índices biológicos e hidromorfológicos

Cuando se valoró el estado ecológico de las estaciones usando los índices recogidos en la IPH, se observó que el IMF fue capaz de discriminar entre las estaciones con un estado ecológico igual o

Tabla 5. Valores del test de Mann-Whitney (Z) de los valores EQR de los índices de macrófitos entre los tipos de estaciones muestreadas [estaciones de referencia (REF), máxima calidad (MCAL) y perturbadas (PRES)] (-:combinación no presente en el grupo, significación: *:p < 0.05, **:p < 0.01, ***:p < 0.001, n.s.: no significativo). *Results of Mann-Whitney test (Z) for the EQR values of the macrophyte indices between different sampling sites [reference sites (REF), maximum quality sites (MCAL) and perturbed sites (PRES)] (-:combination not present in the river group, significance: *:p < 0.05, **:p < 0.01, ***:p < 0.001, n.s.: not significant).*

IMF	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
REF-MCAL	—	—	n.s.	—	—	-2.7**	n.s.	—
REF-PRES	n.s.	-2.6**	-2.1*	—	—	-2.5*	-3.7***	n.s.
MCAL-PRES	—	—	n.s.	-2.8**	n.s.	n.s.	-3.7***	—
IBMR	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
REF-MCAL	—	—	n.s.	—	—	n.s.	n.s.	—
REF-PRES	n.s.	n.s.	n.s.	—	—	n.s.	-3.4***	n.s.
MCAL-PRES	—	—	n.s.	-2.1*	n.s.	n.s.	-2.7**	—
IVAM-CLM	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
REF-MCAL	—	—	n.s.	—	—	n.s.	-3.1***	—
REF-PRES	-2.5**	-3.1***	n.s.	—	—	-2.9**	-3.1***	-2.2*
MCAL-PRES	—	—	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-2.3*	—
IVAM-FBL	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
REF-MCAL	—	—	n.s.	—	—	n.s.	n.s.	—
REF-PRES	n.s.	n.s.	n.s.	—	—	-2.4*	-1.6*	n.s.
MCAL-PRES	—	—	-2.1*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	—
IM	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
REF-MCAL	—	—	n.s.	—	—	n.s.	n.s.	—
REF-PRES	n.s.	n.s.	-2.1*	—	—	n.s.	n.s.	n.s.
MCAL-PRES	—	—	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	—

superior a *bueno* de las valoradas con categorías inferiores (*moderado, deficiente, malo*). Además, salvo en el caso del IHF, los valores de eficacia de discriminación del IMF fueron los más elevados respecto al resto de índices de macrófitos, con un promedio del 62 % (Tabla 7).

Por su parte, el IVAM-CLM discriminó los grupos de estaciones en todos los casos, pero con menos potencia estadística y/o menos eficacia de discriminación que el IMF (56 % de promedio); el IBMR, IVAM-FBL e IM no discriminaron las estaciones valoradas con los dos índices hidromorfológicos y los promedios de eficacia de discriminación obtenidos fueron bajos: 54 %, 49 %

y 57 %, respectivamente. Los índices de diatomeas (IPS) y peces (IBICAT 2010) únicamente discriminaron las estaciones valoradas según el IBMWP y los porcentajes de eficacia no fueron superiores al 30 %. Por el contrario, los índices de macroinvertebrados fueron capaces de discriminar las estaciones en la mayoría de los casos y con eficacias de discriminación elevadas, especialmente en el caso del IBMWP, como era de esperar. La mayor parte de índices hidromorfológicos no discriminaron significativamente las estaciones según el IPS, pero sí en el caso del IBMWP y con un promedio de la eficacia de discriminación alrededor el 70 %.

Tabla 6. Coeficientes de correlación de Spearman (r_s) de los índices de macrófitos con los índices biológicos (diatomeas (IPS), macroinvertebrados (IBMWP, BMWP, IMMi-L, IMMi-T, ICMs-Star) y peces (IBICAT2010)), índices hidromorfológicos (IHF, QBR, HMS, HMA) e indicadores fisicoquímicos y de presiones (significación: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$, n.s.: no significativo). Se indica el número de estaciones consideradas en cada caso (n) y se destaca en sombreado la significación del test de Kruskal-Wallis (sombreado oscuro: p -valor < 0.001 , sombreado claro: p -valor < 0.01). *Coefficient of Spearman rank correlation (r_s) between the macrophyte indices and the biological indices (diatoms (IPS), macroinvertebrates (IBMWP, BMWP, IMMi-L, IMMi-T, ICMs-Star) and fishes (IBICAT2010), hydromorphological indices (IHF, QBR, HMS, HMA), and physicochemical and pressure indicators (significance: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$, n.s.: not significant). Number of sites considered in each case (n) and Kruskal-Wallis significance are indicated (dark grey: p -valor < 0.001 , light grey: p -valor < 0.01).*

	IMF		IBMR		IVAM-CLM		IVAM-FBL		IM	
	r_s	n	r_s	n	r_s	n	r_s	n	r_s	n
IMF										
IBMR	0.581***	174								
IVAM-CLM	0.699***	173	0.594***	172						
IVAM-FBL	0.621***	171	0.383***	170	0.573***	170				
IM	0.553***	173	0.433***	172	0.497***	172	0.597***	171		
IPS	0.657***	68	0.428***	68	0.578***	67	0.436***	67	0.485***	68
IBMWP	0.632***	163	0.507***	164	0.592***	161	0.497***	159	0.549***	161
BMWP	0.631***	163	0.496***	164	0.585***	161	0.510***	159	0.574***	161
IMMi-L	0.543***	163	0.438***	164	0.496***	161	0.357***	159	0.402***	161
IMMi-T	0.524***	163	0.419***	164	0.463***	161	0.358***	159	0.421***	161
ICMs-Star	0.502***	163	0.380***	164	0.442***	161	0.310***	159	0.396***	161
IBICAT2010	0.416***	77	0.450***	76	0.420***	76	0.232*	76	n.s.	76
IHF	0.448***	174	0.378***	175	0.473***	172	0.453***	170	0.544***	172
QBR	0.589***	172	0.412***	173	0.566***	170	0.461***	168	0.401***	170
HMS	-0.336***	169	-0.156*	170	-0.348***	167	-0.298***	165	-0.330***	167
HQA	0.327***	169	0.223**	170	0.345***	167	0.343***	165	0.312***	167
Caudal	n.s.	123	n.s.	123	n.s.	122	n.s.	122	n.s.	123
Conductividad	-0.634***	175	-0.504***	176	-0.622***	173	-0.572***	171	-0.518***	173
N_NH4	-0.467***	170	n.s.	171	-0.314***	168	-0.289***	166	-0.264***	168
P_PO4	-0.441***	175	-0.314***	176	-0.295***	173	-0.163*	171	-0.229**	173
NO ₃	-0.451***	175	-0.270***	176	-0.429***	173	-0.450***	171	-0.394***	173
Oxígeno disuelto (mg/L)	n.s.	175	n.s.	176	n.s.	173	n.s.	171	n.s.	173
Oxígeno disuelto (%)	n.s.	175	n.s.	176	n.s.	173	n.s.	171	n.s.	173
Gradiente de presiones	-0.648***	175	-0.467***	176	-0.606***	173	-0.552***	171	-0.536***	173
% Uso agrícola	-0.491***	175	-0.354***	176	-0.559***	173	-0.407***	171	-0.426***	173
% Uso urbano	-0.363***	175	-0.286***	176	-0.302***	173	-0.175*	171	-0.275***	173
Altitud	0.399***	175	0.353***	176	0.413***	173	0.383***	171	0.180*	173

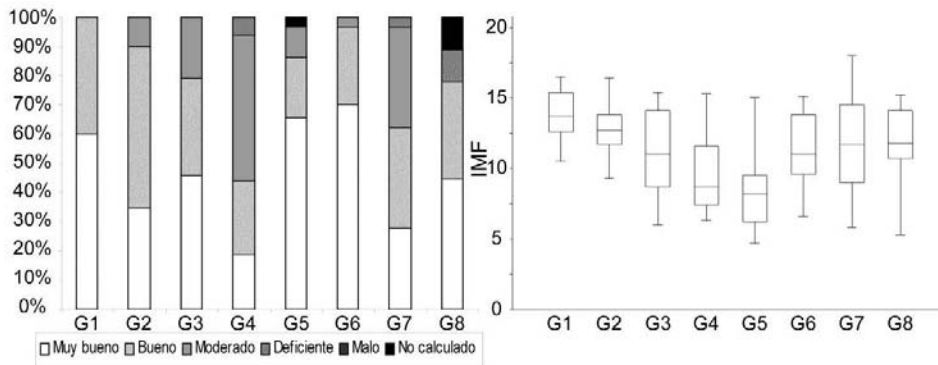


Figura 4. Distribución de las clases de calidad (izquierda) y diagrama de caja de los valores IMF (derecha) para todos los grupos fluviales. Diagrama de caja: mediana, percentiles 25 y 75 (caja), valores máximo y mínimo (bigotes). *Distribution of the quality classes (left) and box-plot of the IMF values (right) for all the river groups. Box-plot: median, 25th and 75th percentiles (box), maximum and minimum values (whiskers).*

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados florísticos obtenidos aquí fueron muy similares a los de la cuenca del Ebro (Cambrá *et al.*, 2012) y las cuencas internas de Cataluña (ACA, 2009, 2010). En estos tres trabajos, los diferentes grupos de macrófitos estuvieron presentes prácticamente en las mismas proporciones: angiospermas (45.8 % en el presente estudio, 38.3 % en el Ebro y 36 % en las cuencas internas de Cataluña), pteridófitos (3.3 %, 3.3 % y 3.6 %), algas (25.7 %, 27.8 % y 25.2 %) y briófitos (25.1 %, 28.9 % y 35.1 %). Por el contrario,

estos valores fueron diferentes de los obtenidos en estaciones de la cuenca del Júcar (C.H.Júcar, 2010). En este caso se observó un notable descenso de las angiospermas (11.5 %), la falta de pteridófitos, el mantenimiento de las algas (23 %) y un importante aumento de briófitos (65.4 %). Estas diferencias podrían deberse en parte a la gran variedad de condiciones abióticas de los ríos de la Península Ibérica (Suárez & Vidal-Abarca, 2012). Además, dada la gran diversidad de macrófitos fluviales (Aguiar *et al.*, 2014), deben considerarse también la dificultad de obtener inventarios representativos (Schneider, 2007)

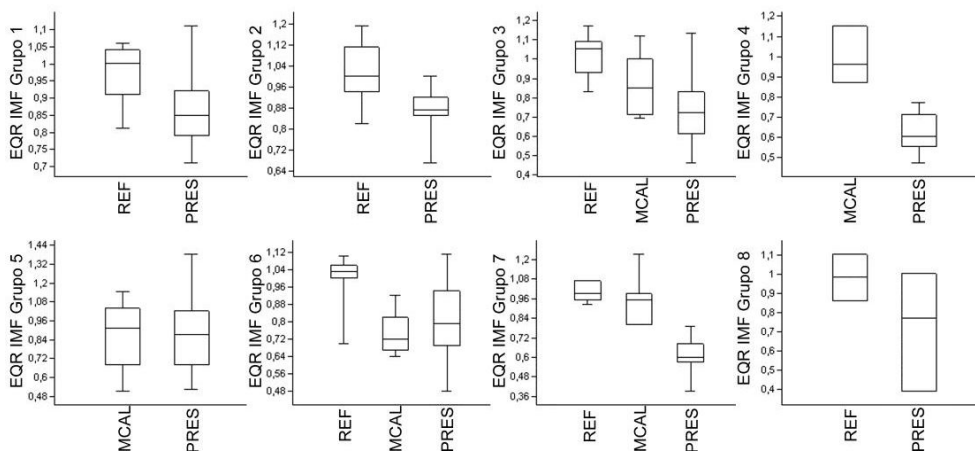


Figura 5. Diagrama de caja de los EQR del IMF para todos los grupos fluviales: mediana, percentiles 25 y 75 (caja), valores máximo y mínimo (bigotes). Estaciones de referencia (REF), máxima calidad (MCAL) y perturbadas (PRES). *Box-plot of the EQR IMF values for all the river groups: median, 25th and 75th percentiles (box), maximum and minimum values (whiskers). Reference sites (REF), maximum quality sites (MCAL) and perturbed sites (PRES).*

y la no siempre fácil identificación específica del material (Demars *et al.*, 2012). Por todo ello, tal y como apunta Cambra *et al.* (2012), el conocimiento previo de la flora de la zona de estudio y la realización de los muestreos acorde a los procedimientos son factores fundamentales para llevar a cabo programas de monitoreo efectivos. A esto hay que añadir que el personal a cargo de los muestreos y los análisis taxonómicos debe tener una formación y experiencia adecuadas. De hecho, cualquier índice de macrófitos que pretenda utilizarse para implementar la DMA en ríos españoles, además de adecuarse a los requerimientos de dicha Directiva, debe seguir los procedimientos vigentes (AENOR, 2004), especialmente en lo referente a la resolución taxonómica y la evaluación de la abundancia. Así, la prospección concienzuda, la anotación precisa del recubrimiento de los taxones y la identificación específica de éstos conducen a una valoración del río más exhaustiva (Birk *et al.*, 2012; Haury *et al.*, 2000). Estas directrices son requeridas para la aplicación de índices europeos como el Mean Trophic Rank (Holmes *et al.*, 1999), el Indice Biologique Macrophytique en Rivière (AFNOR, 2003) o el Trophic Index of Macrophytes (Schneider & Melzer, 2003). Estos índices tróficos fueron desarrollados en Reino Unido, Francia y Alemania, respectivamente, están correlacionados entre ellos y difieren en el tipo y el número de taxones indicadores que consideran, más que en las puntuaciones que otorgan a los taxones coincidentes (Schneider, 2007). Los tres incorporan información sobre la abundancia de los taxones usando cinco o más clases (Birk *et al.*, 2006) y requieren la identificación específica de los mismos (exceptuando las macroalgas). Este nivel de resolución taxonómica es el utilizado por el 74 % de los métodos de valoración recopilados por Birk *et al.* (2012; 2010), ya que es el nivel que mejor refleja el impacto de las presiones antropogénicas (Borja *et al.*, 2011). Sin embargo, únicamente el MTR y el IBMR cumplen con el requisito indispensable según Meilinger *et al.* (2005) de haber sido calibrados acorde a las condiciones de referencia de cada tipo fluvial de intercalibración (Comisión Europea, 2013). No obstante, en este documento no se ofrecen datos para todos los tipos presentes

en España ni los umbrales de todas las categorías del estado ecológico. Además, no existe aún una clara equivalencia aplicable entre los tipos de intercalibración y los tipos fluviales de la IPH. Para suplir la falta de calibración en el caso del TIM, Schaumburg *et al.* (2004) desarrollaron el Reference Index (RI), que incluye plantas vasculares, briófitos y caráceas, pero no considera otras algas macroscópicas.

La disparidad en la valoración de las estaciones según el índice aplicado se ha observado tanto aquí como durante el ejercicio de intercalibración en ríos centroeuropeos (Birk *et al.*, 2006) y en los estudios nacionales anteriormente citados (ACA, 2009, 2010; Cambra *et al.*, 2012). En estos casos, la falta de una herramienta adaptada a la región de estudio es relevante en el caso del IBMR. Al agrupar las estaciones con estado ecológico igual o superior a *bueno* y las de estado inferior a *bueno* por separado, los porcentajes obtenidos fueron 27.6 % y 72.4 % en Cataluña, y 23.5 % y 76.5 % en el Ebro. En el presente estudio, donde se realizó una selección exhaustiva de los puntos de muestreo y se procuró un número similar de estaciones de referencia y perturbadas, se esperaban porcentajes cercanos al 50 % y no los 16.9 % y 82.5 % obtenidos por este índice. Sin embargo, al aplicar los umbrales recalculados, los porcentajes pasaron a 75.9 % y 24.1 % en Cataluña; 78.5 % y 21.5 % en el Ebro y 92.6 % y 6.8 % en el presente estudio. De esta manera, se pone de manifiesto que el IBMR, aunque es el índice de referencia en países como Francia, Italia, Portugal, Grecia, Chipre o España (Comisión Europea, 2013), ha subestimado el estado ecológico de los tramos estudiados en el presente estudio. Por otro lado, el IMF calculado en Cataluña, en el Ebro y en las estaciones del presente estudio, alcanzó unos porcentajes de estaciones con estado ecológico igual o superior a *bueno* muy similares (77.6 %, 81.3 % y 80.8 %, respectivamente), tanto entre ellos como en comparación con los obtenidos con el IBMR con umbrales recalculados. Independientemente de cómo se establezcan las clases de calidad del IMF y el IBMR, estos índices comparten un elevado número de taxones (aunque no siempre les otorgan las mismas valoraciones), se valen de la misma fórmula, es-

tán fundamentados en rangos de nutrientes e incluyen la amplitud ecológica de los taxones. No obstante, tal y como afirma Cambra *et al.* (2012), ambos índices presentan diferencias en los criterios de inclusión de los taxones, en la asignación de valores de los mismos y en que el IMF está calibrado según las condiciones de referencia de cada tipo fluvial de ámbito mediterráneo recogido en la IPH. De hecho, en 71 de los taxones coincidentes, las valoraciones del IMF cambiaron respecto a las del IBMR, en otros 4 casos éstas se mantuvieron y los 49 taxones restantes del IMF (20 angiospermas, 3 algas, 16 musgos, 7 hepáticas y 3 pteridófitos) no constaban en el listado del IBMR. Aun así, las correlaciones entre ellos fueron siempre de las más elevadas entre los índices de macrófitos: $r_s = 0.686$ en Cataluña (ACA, 2009, 2010), $r_s = 0.654$ en el Ebro (Cambra *et al.*, 2012) y $r_s = 0.581$ en el presente estudio. La consideración de taxones característicos de la región y la adaptación de los umbrales de los índices a los tipos o grupos fluviales, además de ser requisitos de la DMA, son aspectos necesarios para mejorar la eficacia de cualquier índice biológico (Aguiar *et al.*, 2014). Asimismo, estos aspectos fueron apuntados como imprescindibles en el caso de ríos italianos (Fabris, 2010) y forman parte de las conclusiones de la segunda fase

del ejercicio de intercalibración en ríos europeos (Carvalho, 2012).

Por otra parte, aunque la respuesta de la biota ante las perturbaciones debe investigarse a nivel local (Birk *et al.*, 2012), cualquier herramienta biológica debería ser aplicable en la mayor región biogeográfica posible (Demars *et al.*, 2012). Estas premisas se tuvieron en cuenta en el diseño del IMF, que fue desarrollado para conocer el estado ecológico de los ríos de la región biogeográfica más extensa de la Península Ibérica. Esto permitió incluir una gran diversidad de tipos fluviales de ámbito mediterráneo y de taxones de macrófitos. De hecho, el número de taxones considerados por el IMF supone aumentar notablemente los taxones considerados por los otros índices estatales publicados: 25 (IM), 44 (IVAM-FBL) o 54 (IVAM-CLM). Por ello, la utilización del IMF se ha mostrado igualmente efectiva cuando se considera una zona concreta de las cuencas mediterráneas españolas (ej. cuenca del Ebro, cuencas internas de Cataluña). Sin embargo, la exportación de índices desarrollados en zonas más restringidas a regiones biogeográficas más amplias puede no ser siempre satisfactoria (Aguiar *et al.*, 2014), tal y como se ha observado aquí con el IVAM-FBL, el IM y, en menor grado, el IVAM-CLM. Este desajuste podría ser debido

Tabla 7. Valores del test de Mann-Whitney (Z) y porcentajes de eficacia de discriminación (ED) en relación a los índices de la IPH (significación: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$, n.s.:no significativo). *Results of Mann-Whitney test (Z) and discrimination efficiency (ED) considering the indices on the IPH (significance: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$, n.s.: not significant).*

	IPS		IBMWP		IHF		QBR	
	Z	ED (%)	Z	ED (%)	Z	ED (%)	Z	ED (%)
IMF	-3.58***	63	-4.91***	66	-3.32***	49	-3.65***	69
IBMR	-2.56*	42	-4.55**	60	n.s.	—	-3.26**	59
IVAM-CLM	-3.15**	63	-4.25*	49	-3.25**	54	-3.68***	59
IVAM-FBL	-2.95**	53	-3.19**	37	-2.64**	57	n.s.	—
IM	-2.83**	58	-4.72**	60	-2.31*	54	n.s.	—
IPS	—	—	-3.40***	20	n.s.	—	n.s.	—
IBMWP	-4.09*	63	—	—	-3.03**	60	-3.52***	50
BMWP	n.s.	—	-8.30***	100	-2.68**	51	-3.30***	53
IMMi-L	-4.28*	68	-7.94***	89	-2.49*	51	-4.75**	66
IMMi-T	n.s.	—	-8.24***	94	-2.64**	51	-5.20***	72
ICMs-Star	-3.58***	63	-7.79***	94	-2.45*	49	-5.29***	78
IBICAT2010	n.s.	—	-3.45***	26	n.s.	—	n.s.	—
IHF	-2.39*	53	-5.11***	69	—	—	n.s.	—
QBR	n.s.	—	-5.97***	69	-2.39*	51	—	—
HMS	n.s.	—	-3.80***	—	n.s.	—	-3.37***	—
HQA	n.s.	—	-5.14***	71	-2.12*	54	-2.43*	50

a la ausencia de ciertos taxones en sus listados, a la baja resolución taxonómica requerida (lo que limita la capacidad de indicación al reducirse la detección de las diferencias ecológicas intragenéricas) o a la falta de calibración según el tipo fluvial. Sea como fuere, estos índices no superaron la primera criba del ejercicio de intercalibración en ríos mediterráneos al no cumplir con los requerimientos establecidos por la DMA (Aguiar *et al.*, 2014). De la misma manera, Aguiar *et al.* (2011) observaron desajustes en la aplicación del MTR en ríos portugueses. Estos autores lo achacaron también a la falta de especies características y a que la amplitud ecológica y el óptimo de las especies se mantienen a nivel de ecorregión y pueden no ser válidos en otra ecorregión diferente (Schneider, 2007). Debido a la escasa relación con las presiones, el MTR tampoco se utilizó durante la intercalibración en ríos mediterráneos (Aguiar *et al.*, 2014).

En cuanto a las correlaciones, las obtenidas con el IMF fueron en su mayoría superiores a las alcanzadas por el resto de índices de macrófitos, especialmente en lo referente a los índices biológicos y a las variables fisicoquímicas, entre ellas los nutrientes. Asimismo, estos valores fueron más elevados que los obtenidos por Dawson *et al.* (1999) con el cálculo del MTR en 2572 estaciones del Reino Unido ($r_{\text{fosfato}} = -0.384$, $r_{\text{nitrato}} = -0.423$, $p < 0.01$; $r_{\text{amonio}} = \text{n.s.}$). Por el contrario, dichos valores fueron inferiores a los obtenidos por Thiébaud *et al.* (2002) aplicando el GIS (precursor del IBMR) en 30 estaciones de Francia ($r_{\text{fosfato}} = -0.768$, $r_{\text{amonio}} = -0.681$, $p < 0.0001$). De todas maneras, tal y como se ha observado en otros estudios (Moreno *et al.*, 2008; Moreno *et al.*, 2006; Suárez *et al.*, 2005), las correlaciones de los índices con los nutrientes pueden oscilar y ser más débiles en estaciones diferentes a las que se han utilizado para generarlos. De hecho, con los índices IVAM-CLM, IVAM-FBL e IM se obtuvieron aquí unos valores en su mayoría inferiores a los de sus publicaciones originales. Por su parte, el IMF calculado en el Ebro (Cambra *et al.*, 2012) alcanzó unos coeficientes de correlación similares a los obtenidos en el presente estudio, especialmente en el caso del fosfato y el uso agrícola ($r_{\text{fosfato}} = -0.453$, $r_{\text{uso agrícola}} =$

-0.477 , $p < 0.001$). Sin embargo, aunque los índices tróficos son útiles para conocer el estado ecológico (Szoszkiewicz *et al.*, 2009) y son los más frecuentes en la recopilación de Birk *et al.* (2012), los nutrientes no explican la presencia o la ausencia de los macrófitos fluviales en todos los casos (Aguiar *et al.*, 2011). Haury *et al.* (2000) enumeran otros factores ambientales que condicionan la distribución de estos organismos, tales como el caudal, la profundidad o la estructura y substrato del río. Estos indicadores son de especial importancia en ríos mediterráneos (Aguiar *et al.*, 2011) y en el presente estudio se consideran a partir de diferentes índices hidromorfológicos (IHF, QBR, HMS y HMA). De manera que es de especial relevancia que el IMF se correlacione significativamente con todos ellos y que, a diferencia de lo que sucede con el resto de índices de macrófitos, la gran mayoría de indicadores presentan diferencias entre sus clases de calidad.

El IMF es una herramienta que sigue los requerimientos normativos de la DMA, los procedimientos metodológicos vigentes y está ajustada a las necesidades detectadas durante el ejercicio de intercalibración de ríos a nivel europeo. Por ello, ha sido diseñado para considerar las especies y características fisicoquímicas de los tipos fluviales de ámbito mediterráneo de la península ibérica. A diferencia de otros índices de macrófitos (Birk *et al.*, 2012; Demars *et al.*, 2012), el IMF cuenta con un método objetivo de asignación de valores y se ha testado su relación con diversas presiones e impactos. Además, aunque no haya sido intercalibrado con el resto de índices de macrófitos a nivel europeo (Comisión Europea, 2013), el IMF muestra una buena correlación con el índice intercalibrado y utilizado en España (IBMR). Por todo lo anteriormente citado, y dado que el IMF varía significativamente con las perturbaciones, es capaz de discriminar entre estaciones de referencia y perturbadas y tiene una elevada eficacia de discriminación considerando los índices recogidos en la IPH, el Índice de Macrófitos Fluviales se presenta como una herramienta efectiva a la hora de monitorear el estado ecológico de los ríos mediterráneos.

De cara a la mejora del IMF, sería necesario subsanar la falta de estaciones de referencia en al-

gunos grupos fluviales (Hering *et al.*, 2010) y, según el caso, contar con más estaciones perturbadas (e.j. grupo 1), evitar el solapamiento de criterios entre estaciones de máxima calidad y perturbadas (e.j. grupo 5) y aumentar el número de estaciones de los grupos menos representados (e.j. grupo 8). Con un mayor esfuerzo de muestreo, se podría incluir en el IMF alguno de los 94 taxones candidatos que, debido al bajo número de recolecciones, no han sido considerados hasta la fecha. De ellos, 66 son nuevos respecto al IBMR (21 fanerógamas, 13 algas, 27 musgos, 4 hepáticas y 1 pteridófito) y la mayoría están identificados a nivel de especie. Igualmente, sería deseable llevar a cabo estudios concretos para conocer la sensibilidad de algunos helófitos (p.ej. *Typha angustifolia*, *T. latifolia* o *Phragmites australis*) y, dado su importante efecto modulador en el estado de los ríos (Dodkins *et al.*, 2012), valorar su posible inclusión en el IMF. Otro aspecto con margen de mejora sería ampliar la resolución taxonómica de las macroalgas, ya que se considera factible y necesario llegar a nivel específico (Demars *et al.*, 2012).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino y a la Agencia Catalana del Agua la cesión de los datos procedentes del proyecto *Definición y estandarización de protocolos de evaluación del estado ecológico en ríos mediterráneos* (Expediente: 21.834-0021/0411). Queremos agradecer el esfuerzo y dedicación al proyecto de todo el equipo de profesionales de United Research Services España, a Carlos López-Quintanilla por facilitarnos los datos de altitud, a David Pérez Prieto por el mapa de estaciones y a Esteve Llop por la asistencia estadística.

BIBLIOGRAFÍA

- ACA. 2009. *Estudi de macròfits de rius de Catalunya*. Departament de Medi Ambient i Habitatge. Generalitat de Catalunya. Informe interno.
- ACA. 2010. *Estudi de macròfits i aplicació d'índexs biològics en rius de Catalunya*. Departament de Medi Ambient i Habitatge. Generalitat de Catalunya. Informe interno.
- AENOR. 2004. *Calidad del agua. Guía para el estudio de los macrofitos acuáticos en cursos de agua. UNE-EN 14184:2004*. Asociación Española de Normalización y Certificación. Madrid.
- AENOR. 2003. *Projet final NF T90-395 (Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR))*. Association Française de Normalisation. Saint-Denis La Plaine.
- AGUIAR, F., M. J. FEIO & M. T. FERREIRA. 2011. Choosing the Best Method for Stream Bioassessment Using Macrophyte Communities: Indices and Predictive Models. *Ecological Indicators*, 11: 379–388.
- AGUIAR, F. C., P. SEGURADO, G. URBANIČ, J. CAMBRA, C. CHAUVIN, S. CIADAMIDARO, G. DÖRFLINGER, J. FERREIRA, M. GERM, P. MANOLAKI, M. R. MINCIARDI, A. MUNNÉ, E. PAPASTERGIADOU & M. T. FERREIRA. 2014. Comparability of River Quality Assessment Using Macrophytes: A Multi-Step Procedure to Overcome Biogeographical Differences. *Science of The Total Environment*, 476–477: 757–767.
- ALBA-TERCEDOR, J. & A. SÁNCHEZ-ORTEGA. 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.
- BARENDREGT, A. & A. BIO. 2003. Relevant Variables to Predict Macrophyte Communities in Running Waters. *Ecological Modelling*, 160: 205–217.
- BIRK, S., T. KORTE & D. HERING. 2006. Intercalibration of Assessment Methods for Macrophytes in Lowland Streams: Direct Comparison and Analysis of Common Metrics. *Hydrobiologia*, 566: 417–430.
- BIRK, S., J. STRACKBEIN & D. HERING. 2010. WISER Methods Database. Versión: Marzo 2011. Disponible en: <http://www.wiser.eu/results/method-database> (Última consulta: 14 abril 2014).
- BIRK, S., W. BONNE, A. BORJA, S. BRUCET, A. COURRAT, S. POIKANE, A. SOLIMINI, W. VAN DE BUND, N. ZAMPOUKAS & D. HERING. 2012. Three Hundred Ways to Assess Europe's Surface Waters: An Almost Complete Overview of Biological Methods to Implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18: 31–41.

- BORJA, A., E. BARBONE, A. BASSET, G. BORGERSEN, M. BRKLJACIC, M. ELLIOTT, J. M. GARMENDIA, J. C. MARQUES, K. MAZIK, I. MUXIKA, J. M. NETO, K. NORLING, J. G. RODRÍGUEZ, I. ROSATI, B. RYGG, H. TEIXEIRA & A. TRAYANOVA. 2011. Response of Single Benthic Metrics and Multi-Metric Methods to Anthropogenic Pressure Gradients, in Five Distinct European Coastal and Transitional Ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 499–513.
- BOURRELLY, P. 1970. *Les algues d'eau douce. Tome III: Les algues bleues et rouges*. Éditions N. Boubée & Cie. París.
- BOURRELLY, 1972. *Les algues d'eau douce. Tome I: Les algues vertes*. Éditions N. Boubée & Cie. París.
- BOURRELLY, 1981. *Les algues d'eau douce. Tome II: Les algues jaunes et brunes*. Société Nouvelle des Éditions Boubée. París.
- BRABEC, K. & K. SZOSZKIEWICZ. 2006. Macrophytes and Diatoms - Major Results and Conclusions from the STAR Project. *Hydrobiologia*, 566: 175–178.
- BRUGUÉS, M., R. M. CROS & J. GUERRA. 2007. *Flora Briofítica Ibérica. Vol I*. Universidad de Murcia-Sociedad Española de Briología. Murcia.
- BUTCHER, R. W. 1933. Studies on the Ecology of Rivers: I. On the Distribution of Macrophytic Vegetation in the Rivers of Britain. *Journal of Ecology*, 21: 58–91.
- CAMBRA, J., N. FLOR-ARNAU, E. VELASCO, I. BATLLE & C. VIEIRA. 2012. *Red básica de macrófitos en la cuenca del Ebro. Informe final-Resultados verano 2009*. Ministerio de Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Ebro. Barcelona.
- CARVALHO, L. 2012. *Peer Review of the Intercalibration Exercise-Phase II. European Water Framework Directive. Final Draft Report*. European Commission.
- CASAS, C., M. BRUGUÉS, R. M. CROS & C. SÉRGIO. 2006. *Handbook of Mosses of the Iberian Peninsula and the Balearic Islands*. Institut d'Estudis Catalans (Secció de Ciències Biològiques). Barcelona.
- CASAS, C., M. BRUGUÉS, R. M. CROS, C. SÉRGIO & M. INFANTE. 2009. *Handbook of Liverworts and Hornworts of the Iberian Peninsula and the Balearic Islands*. Institut d'Estudis Catalans (Secció de Ciències Biològiques). Barcelona.
- CASTROVIEJO, S. 1986-2012. *Flora Ibérica 1-8, 10-15, 17-18, 21: Plantas vasculares de la península Ibérica e islas Baleares*. Castroviejo, S (coord. gen.). Real Jardín Botánico-CSIC. Madrid.
- C. H. EBRO. 2005. *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para Macrófitos*. Ministerio de Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Ebro. Madrid.
- C. H. JÚCAR. 2010. *Explotación de la red de vigilancia de la calidad de las aguas, mediante índices bióticos, en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar-Informe campaña otoño 2010*. Confederación Hidrográfica del Júcar. Valencia.
- CIRUJANO, S. & L. MEDINA. 2002. *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha*. Real Jardín Botánico, CSIC & Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Madrid.
- CIRUJANO, S., J. CAMBRA, P. SÁNCHEZ-CASTILLO, A. MECO & N. FLOR-ARNAU. 2007. *Flora Ibérica de las Algas Continentales. Carófitos (Characeae)*. Real Jardín Botánico. Madrid.
- COMISIÓN EUROPEA. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo de 23 de octubre de 2000 por el que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva Marco del Agua). *Diario Oficial de la Comunidad Europea*, 327: 1–72.
- COMISIÓN EUROPEA. 2013. Decisión de la comisión del 20 de septiembre de 2013 por la que se fijan, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, los valores de las clasificaciones de los sistemas de seguimiento de los Estados miembros a raíz del ejercicio de intercalibración, y por la que se deroga la Decisión 2008/915/CE. *Diario Oficial de la Unión Europea*, 266: 1–47.
- COSTE, M. 1982. *Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. CEMAGREF. Rapport des Eaux Lyon-Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. Pierre-Benite.
- DAWSON, F. H., J. R. NEWMAN, M. J. GRAVELLE, K. J. ROUEN & P. HENVILLE. 1999. *Assessment of the Trophic Status of Rivers Using Macrophytes: Evaluation of the Mean Trophic Rank. Research and Development*. Agency, Technical Report E39. Environment. Bristol.
- DEL POZO, R., C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ & M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ. 2010. An Assessment of Macrophyte Community Metrics in the Determination of the Ecological Condition and

- Total Phosphorus Concentration of Mediterranean Ponds. *Aquatic Botany*, 92: 55–62.
- DEMARS, B. 2013. Uncertainties in Biotic Indicators and a Corrigendum to Ponader *et al.* (2007): Implications for Biomonitoring. *Ecological Indicators*, 27: 44–47.
- DEMARS, B., J. POTTS, M. TRÉMOLIÈRES, G. THIÉBAUT, N. GOUGELIN & V. NORDMANN. 2012. River Macrophyte Indices: Not the Holy Grail! *Freshwater Biology*, 57: 1745–1759.
- DODKINS, I., B. RIPPEY & P. HALE. 2005. An Application of Canonical Correspondence Analysis for Developing Ecological Quality Assessment Metrics for River Macrophytes. *Freshwater Biology*, 50: 891–904.
- DODKINS, I., F. AGUIAR, R. RIVAES, A. ALBUQUERQUE, P. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ & M. T. FERREIRA. 2012. Measuring Ecological Change of Aquatic Macrophytes in Mediterranean Rivers. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 42: 95–107.
- EUROPEAN COMMISSION. 2003. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n° 10. Rivers and Lakes-Typology, Reference Conditions and Classification Systems*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.
- FABRIS, M. 2010. *The Macrophyte Vegetation of Running Waters in the North-East of Italy: A Study of the Influence of Morphological Variables and Chemical Parameters on the Aquatic Plant Community*. PhD Thesis. Università Ca'Foscari Venezia-Technische Universität München, Venecia.
- FRANKLIN, P., M. DUNBAR & P. WHITEHEAD. 2008. Flow Controls on lowland River Macrophytes: A Review. *Science of The Total Environment*, 400: 369–378.
- FRY, J. C. 1993. *Biological Data Analysis: A Practical Approach*. IRL Press, Oxford University Press. Nueva York.
- GARCÍA MURILLO, P., R. FERNÁNDEZ ZAMUDIO & S. CIRUJANO. 2009. *Habitantes del agua. Macrófitos*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Agencia Andaluza del Agua. Sevilla.
- GUERRA, J., M. J. CANO & R. M. ROS. 2006. *Flora Briofítica Ibérica. Vol III*. Universidad de Murcia-Sociedad Española de Briología. Murcia.
- GUERRA, J., M. BRUGUÉS, M. J. CANO & R. M. CROS. 2010. *Flora Briofítica Ibérica. Vol IV*. Universidad de Murcia-Sociedad Española de Briología. Murcia.
- HAMMER, Ø., D. A. HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia electronica*, 4: 9.
- HAURY, J., M. C. PELTRE, S. MULLER, G. THIÉBAUT, M. TRÉMOLIÈRES, B. DEMARS, J. BARBE, A. DUTARTRE, H. DANIEL, I. BERNEZ, M. GUERLESQUIN & E. LAMBERT. 2000. *Les macrophytes aquatiques, bioindicateurs des systèmes lotiques: intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau*. Ministère de l'écologie et du développement durable. UMR INRA-ENSA EQHC Rennes & CREUM-Phytoécologie Univ. Metz. Agence de l'Eau Artois-Picardie. Douai.
- HERING, D., A. BORJA, J. CARSTENSEN, L. CARVALHO, M. ELLIOTT, C. K. FELD, A.-S. HEISKANEN, R. K. JOHNSON, J. MOE & D. PONT. 2010. The European Water Framework Directive at the Age of 10: A Critical Review of the Achievements with Recommendations for the Future. *Science of The Total Environment*, 408: 4007–4019.
- HOLMES, N. T. H., J. R. NEWMAN, S. CHADD, K. J. ROUEN, L. SAINT & F. H. DAWSON. 1999. *Mean Trophic Rank: A User's Manual*. Technical Report E38. Environment Agency. Bristol.
- KERCHER, S., C. FRIESWYK & J. ZEDLER. 2003. Effects of Sampling Teams and Estimation Methods on the Assessment of Plant Cover. *Journal of Vegetation Science*, 14: 899–906.
- KUHAR, U., M. GERM, A. GABERŠČIK & G. URBANIČ. 2011. Development of a River Macrophyte Index (RMI) for Assessing River Ecological Status. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 41: 235–243.
- LACOUL, P. & B. FREEDMAN. 2006. Environmental Influences on Aquatic Plants in Freshwater Ecosystems. *Environmental Review*, 14: 89–136.
- LUMBRERAS, A., C. PARDO & J. A. MOLINA. 2013. Bioindicator Role of Aquatic *Ranunculus* in Mediterranean Freshwater Habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23: 582–593.

- MARM. 2008. Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Boletín Oficial del Estado, 229: 38472–38582.
- MARM. 2010. *Definición y estandarización de protocolos de evaluación del estado ecológico en ríos mediterráneos (expediente 21.834-0021/0411). Informe final*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Agencia Catalana del Agua. Consultor: United Research Services. Barcelona.
- MARZIN, A., V. ARCHAIMBAULT, J. BELLARD, C. CHAUVIN, F. DELMAS & D. PONT. 2012. Ecological Assessment of Running Waters: Do Macrophytes, Macroinvertebrates, Diatoms and Fish Show Similar Responses to Human Pressures? *Ecological Indicators*, 23: 56–65.
- MEILINGER, P., S. SCHNEIDER & A. MELZER. 2005. The Reference Index Method for the Macrophyte-Based Assessment of Rivers. A Contribution to the Implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology*, 90: 322–342.
- MORENO, J. L., C. NAVARRO & J. DE LAS HERAS. 2006. Propuesta de un índice de vegetación acuática (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla-La Mancha: Comparación con otros índices bióticos. *Limnetica*, 25: 821–838.
- MORENO, J. L., J. DE LAS HERAS, N. PRAT & M. RIERADEVALL. 2008. Evaluación del estado trófico de tres cuencas interiores de Cataluña (Foix, Besòs y Llobregat) mediante la vegetación acuática: aplicación de un índice trófico (IVAM-FBL). *Limnetica*, 27: 107–118.
- MUNNÉ, A., C. SOLÀ, M. RIERADEVALL & N. PRAT. 1998. *Índex QBR. Mètode per a l'avaluació de la qualitat dels ecosistemes de ribera*. Estudis de la Qualitat Ecològica deis Rius. Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient. Barcelona.
- 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 Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 147–163.
- MUNNÉ, A. & N. PRAT. 2006. Ecological Aspects of the Water Framework Directive. En: *The Water Framework Directive in Catalonia. Concepts, Challenges and Expectations in Water Resource Management*. 53–75. Advisory Council for the Sustainable Development of Catalonia. Government of the Generalitat of Catalonia. Barcelona.
- MUNNÉ, 2009. Use of Macroinvertebrate-Based Multimetric Indices for Water Quality Evaluation in Spanish Mediterranean Rivers: An Inter-calibration Approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia*, 628: 203–225.
- RAVEN, P., N. HOLMES, F. DAWSON & M. EVERARD. 1998. Quality Assessment Using River Habitat Survey Data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 477–499.
- RUZA, J. 2008. El concepto de Estado ecológico: Indicadores biológicos utilizados. Proceso de establecimiento de objetivos ambientales: Las condiciones de referencia y el ejercicio de intercalibración europea. Jornada sobre el estado ecológico y gestión de agua-Nuevas reglas de juego en la gestión del agua. Madrid.
- SCHAUMBURG, J., C. SCHRANZ, J. FOERSTER, A. GUTOWSKI, G. HOFMANN, P. MEILINGER, S. SCHNEIDER & U. SCHMEDTJE. 2004. Ecological Classification of Macrophytes and Phytobenthos for Rivers in Germany According to the Water Framework Directive. *Limnological Ecology and Management of Inland Waters*, 34: 283–301.
- SCHNEIDER, S. 2007. Macrophyte Trophic Indicator Values from a European Perspective. *Limnological Ecology and Management of Inland Waters*, 37: 281–289.
- SCHNEIDER, S. & A. MELZER. 2003. The Trophic Index of Macrophytes (TIM). A New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. *International Review of Hydrobiology*, 88: 49–67.
- SUÁREZ, M. L., A. MELLADO, M. M. SÁNCHEZ-MONTOYA & M. R. VIDAL-ABARCA. 2005. Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. *Limnetica*, 24: 305–318.
- SUÁREZ, M. L. & M. R. VIDAL-ABARCA. 2012. Ecosistemas ríos y riberas: conocer más para gestionar mejor. *Ambienta*, 134–142.
- SZOSZKIEWICZ, K., J. ZBIERSKA, R. STANISZEWSKI & S. JUSIK. 2009. The Variability of Macrophyte Metrics Used in River Monitoring. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38: 117–126.
- TER BRAAK, C. J. F. & P. SMILAUER. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Com-

- munity Ordination (version 4.5). Microcomputer Power.
- THIÉBAUT, G., F. GUÉROLD & S. MULLER. 2002. Are Trophic and Diversity Indices Based on Macrophyte Communities Pertinent Tools to Monitor Water Quality? *Water Research*, 36: 3602–3610.
- TORO, M., S. ROBLES, I. TEJERO, N. PRAT, C. SOLÀ & D. BELTRÁN. 2009. 32-Aguas continentales corrientes. Ecosistemas lóticos. En: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. VV.AA (ed): 134. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.
- ZELINKA, M. & P. MARVAN. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit flissender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57: 389–407.