

## Contribución al establecimiento de condiciones de referencia y límites entre clases de estado ecológico en los ríos españoles

Ana María Pujante<sup>1,\*</sup>, Alejandra Puig<sup>2</sup>, Elena Barrios<sup>2</sup> y Javier Ruza<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Laboratorios Tecnológicos de Levante, S.L., Departamento de Estudios Ambientales, C/ Benjamin Franklin, 16, 46980 Paterna (Valencia).

<sup>2</sup> Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Pza. San Juan de la Cruz, s/n., 28071 Madrid.

\* Corresponding author: ana.pujante@llevant.com

Received: 16/01/2015

Accepted: 07/10/2015

### RESUMEN

#### Contribución al establecimiento de condiciones de referencia y límites entre clases de estado ecológico en los ríos españoles

Se presenta la metodología utilizada en el establecimiento de las condiciones de referencia y los límites de cambio de clase de estado ecológico para los 32 tipos definidos dentro de la categoría ríos en España. El análisis se ha realizado con los datos procedentes de los programas de control de las diferentes Administraciones Hidráulicas: Confederaciones Hidrográficas, Agencias del Agua, etc., correspondientes a los años 2009, 2010 y 2011. Se han analizado los datos de 652 estaciones de referencia preliminares ubicadas en 410 masas de agua consideradas naturales. Tras varios intercambios de información con las diferentes Administraciones se confirmó la existencia de 388 estaciones de referencia. En los tipos con suficiente información se realizaron los análisis estadísticos descriptivos (mediana, percentiles, desviación estándar, intervalo de confianza) y se propuso la condición de referencia y los límites de cambio de clase para dos elementos de calidad biológicos: invertebrados (métrica IBMWP) y fitobentos (métrica IPS). Para los tipos sin datos o con datos insuficientes se realizó una propuesta por interpolación y criterio de experto. Finalmente, los agrupamientos obtenidos con los análisis CLUSTER de las comunidades de invertebrados y diatomeas señalaron una similitud entre ciertos tipos.

**Palabras claves:** Condiciones de referencia, IBMWP, IPS, ríos.

### ABSTRACT

#### *Contribution to the establishment of reference conditions and boundaries between ecological status classes in Spanish rivers*

*The methodology used to establish reference conditions and class boundary change of ecological status for the 32 Spanish river types is presented. The analysis was performed with data from monitoring programs of different Hydraulic Administrations: Water Boards, Water Agencies, etc., for the years 2009, 2010 and 2011. The data of 652 preliminary reference sites located in 410 natural water bodies in Spanish rivers were analyzed. After several exchanges of information with Hydraulic Administrations the existence of 388 reference stations was confirmed. For types with enough information, descriptive statistical analyses (median, percentiles, standard deviation, and confidence interval) were performed to propose the reference condition and the boundaries for two metrics: IBMWP and IPS. For types with no data or insufficient data, a proposal by interpolation and expert criteria was performed. Finally, the clusters obtained with the CLUSTER analyses of the communities of invertebrates and diatoms noted a similarity between certain types.*

**Key words:** Reference conditions, IBMWP, IPS, rivers.

## INTRODUCCIÓN

La Directiva Marco del Agua (DMA) (EU, 2000) obliga a los Estados miembros (EM) a garantizar el buen estado de las aguas, que para las superficiales implica el buen estado ecológico y químico. En el caso del estado ecológico se establecen cinco clases: muy buen estado, buen estado, estado moderado, estado deficiente y mal estado. En la clasificación del estado ecológico intervienen indicadores biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos. Para los indicadores biológicos se deben establecer “condiciones de referencia” específicas de cada tipo de río, dado que el estado se medirá como el grado de desviación respecto a esos valores de referencia. Para los indicadores hidromorfológicos y fisicoquímicos se tienen que establecer “valores específicos del tipo” o “condiciones específicas del tipo”, ya que el estado ecológico no se mide como la desviación respecto a estos valores sino que, según el anexo V de la DMA, lo que se busca son los valores de cambio de clase de estado coherentes con los valores de cambio de clase de estado para los indicadores biológicos. Estas condiciones de referencia son específicas del tipo de río, que a su vez viene determinado por varias variables biogeográficas abióticas. El Anexo V.1.2. de la DMA define como condición de referencia aquella en la que “no existen alteraciones antropogénicas de los valores de los indicadores de calidad fisicoquímica e hidromorfológica correspondientes al tipo de masa de agua superficial, o existen alteraciones de muy escasa importancia, en comparación con los asociados normalmente con ese tipo en condiciones inalteradas”.

Cada EM debe establecer una red de estaciones de referencia, con un número suficiente de puntos en muy buen estado, para cada tipo de masa de agua superficial, con el objeto de proporcionar un nivel de confianza suficiente sobre los valores correspondientes a las condiciones de referencia. Dichas estaciones deben estar situadas en masas con escasa o nula intervención humana y cumplir con los criterios especificados en la guía REFCOND (EC, 2003a). Para cumplir con estos requisitos la Dirección General del Agua (DG Agua) inició las labores de coordinación

del diseño de redes de control en 2004 y del establecimiento de condiciones de referencia en 2006, que derivaron en la implantación de los programas de seguimiento del estado de las masas de agua en las distintas demarcaciones hidrográficas. Los criterios para la selección de las estaciones de referencia siguieron, en general, las recomendaciones de la guía REFCOND, de los grupos de trabajo del GIG Central-Báltico, GIG Alpino y GIG Mediterráneo y los resultados del ejercicio IMPRESS (EC, 2003b). En determinadas demarcaciones o regiones se establecieron criterios específicos (Sánchez-Montoya *et al.*, 2005; Pujante *et al.*, 2005; Bordallo & Casado, 2012) y el proyecto GUADALMED estableció los criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos (Bonada *et al.*, 2004 y Sánchez-Montoya *et al.*, 2009).

Por otro lado, la necesidad de comparar los diferentes métodos utilizados por los EM, determinó que la Unión Europea organizara un primer ejercicio de intercalibración (EC, 2005) cuyos resultados se publicaron en una primera Decisión de la Comisión en 2008 (EC, 2008). Los resultados de este ejercicio se consideraron insuficientes, por lo que los Directores del Agua europeos decidieron prorrogar su duración (EC, 2011), lo que dio como resultado una segunda Decisión de la Comisión en 2013 (EC, 2013). Los resultados obtenidos mostraron que los métodos de evaluación biológicos eran incompletos y los datos relativamente inadecuados (Phillips, 2014).

En paralelo, en España, la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) (MARM, 2008) definió por primera vez, a nivel normativo, las condiciones de referencia y los límites de cambio de clases en determinados tipos de río y métricas relacionadas con los elementos de calidad. Para facilitar la aplicación de la IPH y garantizar la calidad de los métodos empleados en la clasificación del estado ecológico y su comparación en todas las demarcaciones hidrográficas, la DG Agua elaboró y publicó una serie de protocolos (MAGRAMA, 2013a, b, c y d), un tesoro taxonómico TAXAGUA (MAGRAMA, 2011) y unas claves comunes de identificación ID-TAX (MAGRAMA, 2012). Finalmente, como resultado de los trabajos realizados, se ha

publicado el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre (MAGRAMA, 2015), en el que se actualizan y completan las condiciones de referencia y los valores de límite entre clases establecidos en la IPH, se traducen los resultados de la Decisión de intercalibración de 2013

(EC, 2013) y se refuerza legalmente y completa la lista de protocolos a utilizar para la clasificación del estado ecológico. El real decreto incluye los siguientes indicadores biológicos: el índice IBMWP (Alba-Tercedor *et al.*, 2004), el índice multimétrico ibérico-mediterráneo (IMMi-T)

**Tabla 1.** Criterios utilizados para la construcción del modelo SIG raster de validación de estaciones de referencia en ríos. *Criteria used for the construction of raster GIS model for validation of reference sites in rivers.*

Criterio de validación (Fuente de información)	Umbral/premisas	Valores reclasificados
Usos del suelo (Base de datos CORINE.mdb y cobertura acum._usos del MARM)	Uso dedicado a embalse < 3.5 % Uso suelo arrozal = 0 % Uso agricultura intensiva < 20 % Uso suelo regadío < 10 % Uso suelo urbano < 0.8 % Natural + seminatural > 70 %	Cumple (11111) = <b>1</b> No cumple (resto combinaciones) = 0 Donde: Embalse (1) Arrozal (10) Agricultura intensiva (100) Regadío (1000) Urbano (10 000) Natural-seminatural (100 000)
Tramos prístinos (Cobertura “ref_dic03” del CEDEX, 2004)	Cumplen premisa: Código raster 2: Píxeles prístinos Código raster 1: Píxeles muy buen estado Código raster 3: Sin datos No cumplen premisa: Código raster 0: Resto de píxeles	Cumple = <b>20</b> No cumple = 0
Presiones (Base de datos DMAMasas _v6.0 del MARM)	Umbrales del manual IMPRESS ( <a href="http://www.magrama.gob.es">http://www.magrama.gob.es</a> ) para: Contaminación fuente puntual Contaminación fuente difusa Extracción de agua Regulación, trasvase y desvío de agua Morfológica Otros tipos incidencia antropogénica Uso del suelo	Cumple = <b>300</b> No cumple = 0
Impactos (Base de datos DMAMasas _v6.0 del MARM)	Cumplen premisa: Masas sin impacto Masas sin datos No cumplen premisa: Masas con impacto comprobado Masas con impacto probable	Cumple = <b>4000</b> No cumple = 0
Vegetación de ribera (Cobertura “red_veg.R” CEDEX)	Cumplen premisa: A: tramo magníficamente conservado A/B: tramo bien conservado No cumplen premisa: B: tramo con degradación media B/C: tramo con degradación alta C: tramo muy alterado	Cumple = <b>50 000</b> No cumple = 0
Unidades ganaderas (BD ganado.mdb y cobertura “muni_05” rasterizada del MARM)	Cumple: < 1.25 UG/ha No cumple: ≥ 1.25 UG/ha (UG = unidades de ganado mayor)	Cumple = <b>600 000</b> No cumple = 0

(Munné & Prat, 2009), el índice multimétrico específico del tipo de invertebrados bentónicos (METI) (Pardo *et al.*, 2010), el índice multimétrico de invertebrados vasco (MBi-MBf) (URA, 2014), el índice multimétrico de invertebrados Islas Baleares (INVMIB) (García *et al.*, 2014), el índice IPS (Cemagref, 1982) y el índice multimétrico de diatomeas Islas Baleares (DIATMIB) (Delgado *et al.*, 2012).

El índice IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party, antes BMWP') es el índice de macroinvertebrados de mayor uso en España, cuyo origen es la adaptación de un índice inglés (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). En este índice se puntúan las familias en función de su sensibilidad a la contaminación: desde 1 (las menos sensibles) hasta 10 (las más sensibles). El índice IPS (Índice de Polusensibilidad eSpecífica) es un índice francés basado en la abundancia de especies de diatomeas, que ha ofrecido muy buenos resultados al ser aplicado en ríos españoles y que considera la sensibilidad a la contaminación y el valor indicador de contaminación de cada una de las especies.

El principal objetivo de este artículo es describir los trabajos y metodologías que han servido para establecer las condiciones de referencia, así como los límites de cambio de clase de los elementos de calidad biológicos invertebrados (IBMWP) y diatomeas (IPS), para los 32 tipos definidos dentro de la categoría ríos (CE-DEX, 2005).

## METODOLOGÍA

### Recopilación de la información

El estudio se realizó con los datos de las redes de referencia de las demarcaciones hidrográficas: subprograma 12 (red de referencia) y subprograma 109 (red de referencia validada en España), correspondientes al periodo 2009-2011. Las estaciones de referencia del subprograma 12 fueron seleccionadas por cada demarcación siguiendo los criterios europeos y las recomendaciones de los grupos geográficos de intercalibración: GIG Central Báltico, GIG Mediterráneo y el GIG Al-

pino (Pardo *et al.*, 2011, 2012). Estos resultados se detallaron en los análisis de presiones e impactos (IMPRESS) realizados en los años 2005 y 2008. Para verificar que las estaciones estaban en tramos de referencia se construyó un modelo de validación con seis capas raster (Fig. S1, disponible en [www.limnetica.com](http://www.limnetica.com)) que incluían los siguientes criterios (Tabla 1): suelos (1), tramos prístinos (20), presión significativa (300), impacto (4000), vegetación de ribera (50000) y unidades ganaderas (600000). Se consideró que una estación estaba validada cuando la masa en la que se situaba no incumplía ningún criterio (654321) o incumplía un solo criterio: 654320 (incumple criterio suelos); 654301 (incumple criterio tramos prístinos); 654021 (incumple criterio presión significativa); 650321 (incumple criterio impacto); 604321 (incumple criterio vegetación de ribera) y 054321 (incumple criterio unidades ganaderas).

En una primera selección se contabilizaron 657 estaciones de referencia distribuidas en 14 demarcaciones hidrográficas: Miño Sil (43), Galicia Costa (17), Cuencas Internas del País Vasco (23), Cantábrico (122), Duero (86), Tajo (48), Guadiana (14), Guadalquivir (35), Cuenca Mediterránea Andaluza (31), Cuenca Atlántica Andaluza (15), Segura (28), Júcar (39), Ebro (144) y Cuencas Internas de Cataluña (12). De esas estaciones 652 estaban situadas en 410 masas de agua naturales o no alteradas significativamente por presiones antrópicas, lo que representó un 11.4 % del total de masas de agua naturales descritas para la categoría ríos (Tabla S1, disponible en [www.limnetica.com](http://www.limnetica.com)). Los tipos de tramos altos y de montaña presentaron un mayor número de estaciones de referencia que los tipos de tramos medios y, especialmente, que los tramos bajos, donde se encontraron muy pocas o ninguna. Se analizó toda la información disponible y se realizó una propuesta provisional de las condiciones de referencia para 32 tipos de ríos de las siguientes métricas y parámetros: IBMWP, IPS, QBR, IHF, conductividad, pH, oxígeno disuelto, amonio, nitrato y fosfato. La propuesta fue enviada a las diferentes demarcaciones hidrográficas para su revisión y se determinó finalmente un número de estaciones de referencia de 388 (Tabla S2

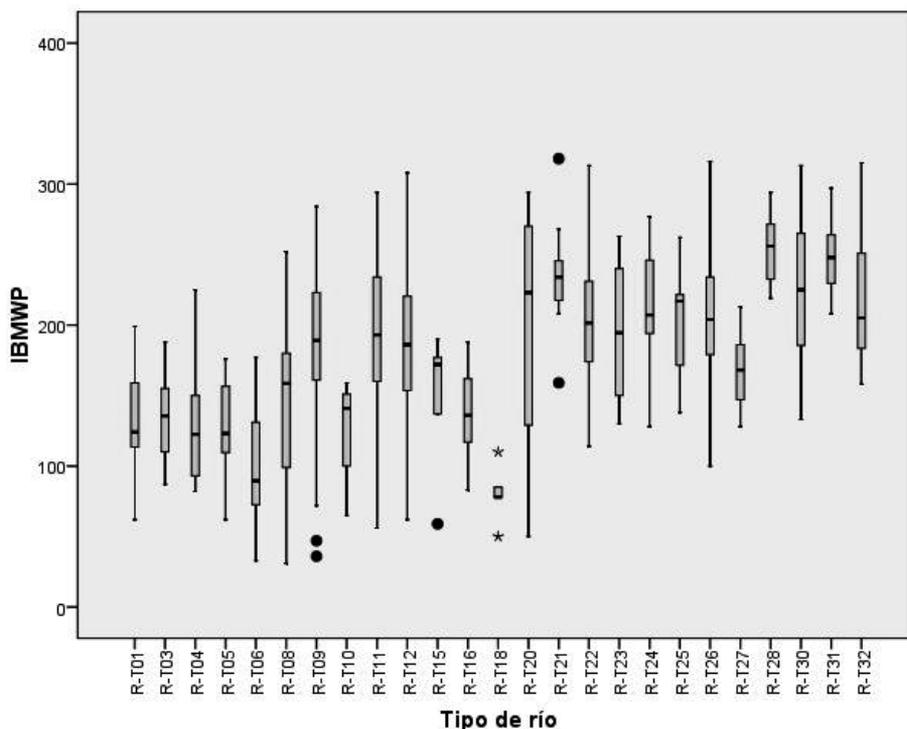
y Fig. S2, disponibles en [www.limnetica.com](http://www.limnetica.com)). Con los datos de estas estaciones se han realizado los análisis estadísticos que se detallan a continuación.

### Análisis estadísticos

Los valores de referencia y los límites de cambio de clases se obtuvieron con estadística descriptiva (percentiles, cuartiles, media, mediana, varianza, desviación típica, coeficiente de variación y rango) utilizando el software SPSS versión 17.0. Tanto para el IBMWP como para el IPS, se consideró como condición de referencia (CR) la mediana o percentil 50 (P50) de la serie de datos disponibles y el límite muy bueno/bueno como el percentil 25 (P25) de los valores de referencia (EC, 2003a). Para establecer el resto de límites entre clases se siguieron procedimientos distintos para el IPS y para el IBMWP. Con el IPS se utilizaron los cuartiles del P25 para definir los lí-

mites bueno/moderado, moderado/deficiente y deficiente/malo, siguiendo las recomendaciones del CIS Working Group A ECOSTAT (Pollard & van de Bund, 2005). Sin embargo, dado que la relación que existe entre el IBMWP y el gradiente de presiones no es lineal (Munné & Prat, 2009), la metodología seguida fue la propuesta por Alba-Tercedor *et al.* (2004) y se consideraron los siguientes límites del P25: 61 % (bueno/moderado); 36 % (moderado/deficiente) y 15 % (deficiente/malo).

Los análisis estadísticos se realizaron en todos los tipos con al menos 6 datos de IBMWP y de IPS. Los datos de IBMWP y de IPS fueron insuficientes para los tipos R-T02, R-T07, R-T13, R-T14, R-T17 y R-T29. Con el IPS, además de estos seis tipos, se excluyeron los tipos R-T18, R-T28 y R-T32. Por lo tanto, los análisis de estadística descriptiva se realizaron con los datos de 25 tipos para el IBMWP y con 22 tipos en el caso del IPS. En ambos casos se excluyó del



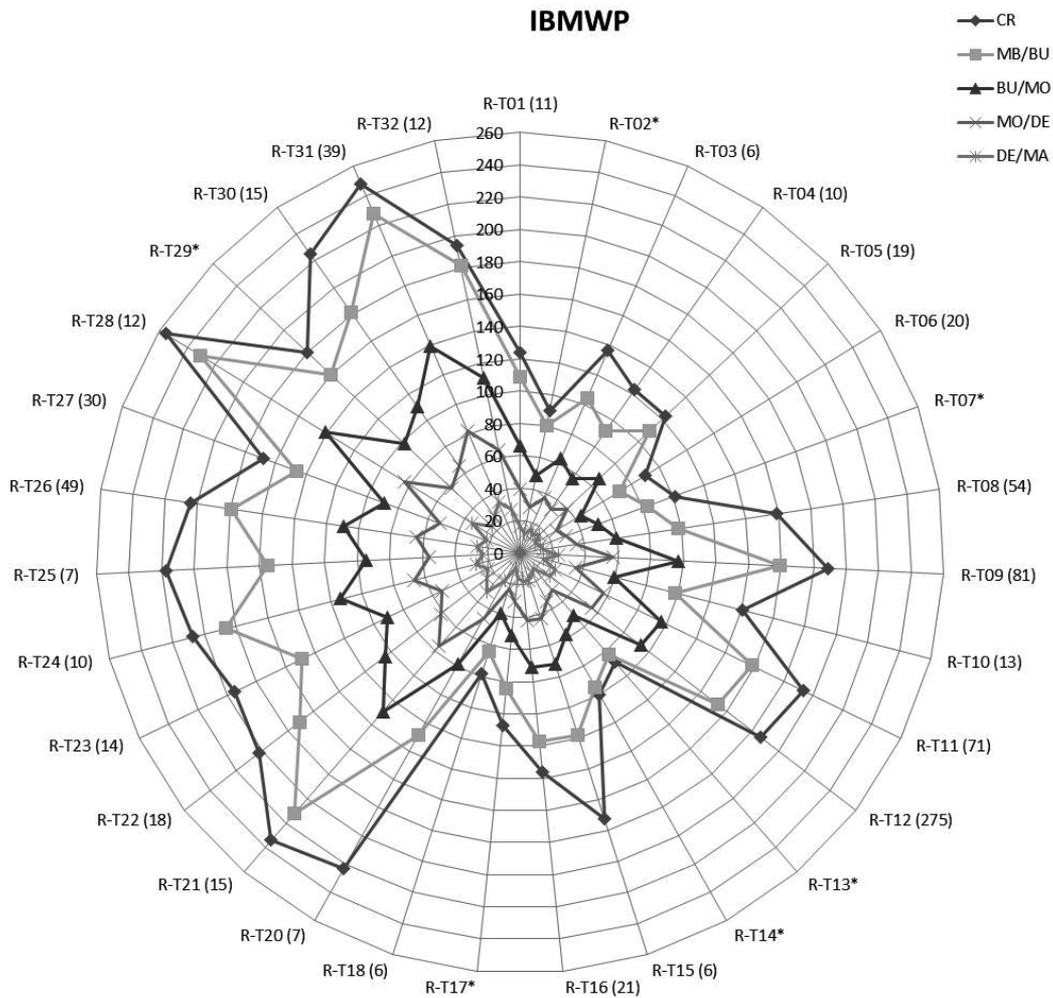
**Figura 1.** Diagrama de cajas para los 25 tipos analizados para el IBMWP. Los puntos y asteriscos señalan los valores extremos de la serie de datos. *Box plot for the 25 types analyzed for the IBMWP. Dots and asterisks indicate the extreme values of the data series.*

análisis el tipo R-T19 debido a sus características naturales de extrema acidez.

Para poder interpretar la precisión y confianza de los valores de IBMWP se establecieron 3 categorías para el coeficiente de variación (CV) [alta (< 15 %), media (15-30 %) o baja (> 30 %)] y otras 3 para el intervalo de confianza (IC) [alta (< 20), media (20-60) o baja (> 60)]. En el caso del IPS las categorías para el CV e IC fueron, respectivamente, alta (< 7.5 %), media (7.5-15 %) o baja (> 15 %), y alta (< 1), media (1-3) o baja

(> 3). En ambos casos se consideró como valor final de incertidumbre el peor valor del CV y del IC, correspondiendo a una precisión o confianza bajas una incertidumbre alta.

Los tipos sin información o con información insuficiente se ordenaron en función de su similitud ambiental con los tipos de los que sí se disponía de información, utilizando un esquema de jerarquización desarrollado por el CEDEX (2005) que considera las siguientes variables ambientales: altitud, amplitud térmica anual, área de la



**Figura 2.** Gráfico radial de la condición de referencia y de los límites de cambio de clase de calidad para el IBMWP. Entre paréntesis se indica el número de datos para el análisis estadístico y el asterisco indica los valores que han sido establecidos por interpolación-experto. *Star chart of the reference condition and the limits of change in quality class for the IBMWP. In brackets, the number of data for statistical analysis and the asterisk indicates the values that have been established by interpolation-expert criteria.*

cuenca, caudal medio anual, caudal específico medio anual, conductividad base estimada, latitud, longitud, orden del río, pendiente media de la cuenca, porcentaje de meses con caudal nulo y temperatura media anual. Posteriormente se aplicó un método de interpolación en el que se ordenaron de mayor a menor los valores de la mediana obtenidos con los métodos estadísticos, tanto para el IBMWP como para el IPS (Fig. S3 y Fig.

S4, disponibles en [www.limnetica.com](http://www.limnetica.com)), y se intercalaron los tipos sin información en función de las similitudes ambientales encontradas según el esquema de jerarquización. Los valores propuestos fueron enviados a las demarcaciones hidrográficas y a los expertos para su evaluación.

Finalmente, los tipos con suficiente información fueron clasificados en grupos basados en las comunidades de macroinvertebrados y diato-

**Tabla 2.** Condiciones de referencia, límites de cambio de estado e incertidumbre asociada para el IBMWP en la categoría ríos. RCE: Ratio de calidad ecológica; CR: Condición de referencia; MB/BU: muy bueno/bueno; BU/MO: bueno/moderado; MO/DE: moderado/deficiente; DE/MA: deficiente/ malo; CV: Coeficiente de Variación; IC: Intervalo de Confianza. El asterisco indica los valores que han sido establecidos por interpolación-criterio de experto. *Reference conditions, class boundaries and uncertainty for IBMWP in the river category. EQR: Ecological Quality Ratio; CR: Reference Condition; MB/BU: High/Good; BU/MO: Good/Moderate; MO/DE: Moderate/Poor; DE/MA: Poor/Bad; CV: Coefficient of Variation; IC: Confidence Interval. The asterisk indicates the values that have been established by interpolation-expert criteria.*

Tipo	CR	RCE (EQR)				Incertidumbre				
		MB/BU	BU/MO	MO/DE	DE/MA	CV	Precisión	IC	Confianza	Final
R-T01	124	0.88	0.53	0.31	0.13	30.6	Baja	54.3	Media	Alta
R-T02*	90	0.89	0.54	0.32	0.13					
R-T03	136	0.76	0.46	0.27	0.12	26.1	Media	74.1	Baja	Alta
R-T04	123	0.75	0.46	0.27	0.11	32.8	Baja	60.9	Baja	Alta
R-T05	123	0.89	0.54	0.32	0.13	23.9	Media	29.8	Media	Media
R-T06	90	0.80	0.49	0.29	0.12	39.5	Baja	36.4	Media	Alta
R-T07*	101	0.82	0.51	0.30	0.13					
R-T08	159	0.62	0.38	0.22	0.09	37.4	Baja	29.4	Media	Alta
R-T09	189	0.84	0.51	0.30	0.13	26.5	Media	21.9	Media	Media
R-T10	141	0.70	0.43	0.25	0.11	25.8	Media	39.8	Media	Media
R-T11	193	0.82	0.50	0.30	0.12	29.1	Media	26.1	Media	Media
R-T12	186	0.82	0.50	0.30	0.12	27.6	Media	12.2	Alta	Media
R-T13*	89	0.93	0.57	0.34	0.15					
R-T14*	100	0.95	0.58	0.34	0.14					
R-T15	172	0.69	0.42	0.24	0.10	32.1	Baja	101.8	Baja	Alta
R-T16	136	0.86	0.52	0.31	0.13	22	Media	27.9	Media	Media
R-T17*	107	0.79	0.48	0.28	0.15					
R-T18	78	0.82	0.50	0.29	0.13	26.7	Media	53.2	Media	Media
R-T20	223	0.58	0.35	0.21	0.09	52.5	Baja	189.3	Baja	Alta
R-T21	234	0.91	0.55	0.32	0.14	14.7	Alta	38.0	Media	Media
R-T22	202	0.85	0.51	0.31	0.13	24.2	Media	49.3	Media	Media
R-T23	195	0.76	0.47	0.28	0.11	23.6	Media	53.8	Media	Media
R-T24	207	0.90	0.55	0.32	0.14	21	Media	62.6	Baja	Alta
R-T25	217	0.71	0.44	0.26	0.11	21.4	Media	79.5	Baja	Alta
R-T26	204	0.88	0.53	0.31	0.13	20.6	Media	24.3	Media	Media
R-T27	168	0.87	0.53	0.32	0.13	14.7	Alta	18.4	Alta	Baja
R-T28	256	0.90	0.55	0.32	0.14	9.7	Alta	31.2	Media	Media
R-T29*	180	0.89	0.54	0.32	0.13					
R-T30	225	0.80	0.49	0.29	0.12	22.6	Media	56.2	Media	Media
R-T31	248	0.92	0.56	0.33	0.14	9.6	Alta	15.4	Alta	Baja
R-T32	194	0.93	0.57	0.34	0.14	20.5	Media	56.6	Media	Media

meas. Se realizó un análisis jerárquico tipo cluster sobre la matriz de las abundancias medias obtenidas en las estaciones de referencia tanto para macroinvertebrados como para diatomeas. Los análisis se realizaron con el software PAST (Hammer *et al.*, 2001) y se utilizó como método de unión el grupo pareado y como medida de distancia la de Bray Curtis.

## RESULTADOS

Las 388 estaciones de referencia se proyectaron sobre el modelo de validación y se comprobó que el 34 % de las mismas, 132 estaciones, cumplían todos los criterios (654321). El 39 %, 151 estaciones, incumplían tan solo un criterio: 14 estaciones incumplían el criterio suelos (654320); 25 estaciones incumplían el criterio tramo prístino (654301); 102 estaciones incumplían el criterio presión significativa (654021); 1 estación incumplía el criterio impacto (650321); 8 estaciones incumplían el criterio vegetación de ribera (604321) y 2 estaciones incumplían el criterio unidades ganaderas (054321). Finalmente el 20 % (77 estaciones) incumplían dos criterios y el 7 % (28 estaciones), incumplían tres o más criterios. El mayor número de incumplimientos se dio en el criterio presión significativa (197 estaciones), seguido por el incumplimiento de tramos prístinos (88 estaciones), suelos (59 estaciones) y vegetación de ribera (49). El criterio impactos solo se incumplió en una estación, mientras que el de unidades ganaderas lo hizo en dos estaciones.

### Condiciones de referencia para el IBMWP

Los diagramas de caja obtenidos para los 25 tipos con datos suficientes para el IBMWP (Fig. 1) indican en su línea central (P50) el valor de referencia para el tipo y la línea inferior de la caja (P25) el límite de cambio de estado muy bueno a bueno.

Los valores obtenidos al realizar el análisis estadístico y los propuestos por el método de interpolación y criterio de experto se representan conjuntamente en un gráfico radial (Fig. 2), en el que se especifica el número de datos que se ha utili-

**Tabla 3.** Número de taxones sensibles (IBMWP = 10), de EPT (Efemerópteros-Plecópteros-Tricópteros) y de OCH (Odonatos-Coleópteros-Heterópteros) en las estaciones de referencia. *Number of sensitive taxa (IBMWP = 10), EPT (Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera) and OCH (Odonata-Coleoptera-Heteroptera) in reference sites.*

Tipo	Nº Sensibles	Nº EPT	Nº OCH
R-T01	0	4	11
R-T03	16	27	24
R-T04	11	20	13
R-T05	9	21	22
R-T06	13	26	26
R-T08	7	15	17
R-T09	6	16	16
R-T10	17	26	26
R-T11	9	19	13
R-T12	13	25	24
R-T15	16	29	25
R-T16	20	29	26
R-T18	10	22	20
R-T20	10	20	24
R-T21	20	29	22
R-T22	14	24	17
R-T23	14	24	19
R-T24	13	24	17
R-T25	14	24	15
R-T26	11	22	13
R-T27	18	27	24
R-T28	18	29	19
R-T30	20	32	26
R-T31	19	30	21
R-T32	15	26	21

zado en cada uno de los tipos. En él se observa la gran diferencia que existe entre unos tipos y otros, especialmente en lo relativo a la condición de referencia (CR) y al límite muy bueno/bueno. En la Tabla 2 se presenta la propuesta final para el índice IBMWP que incluye: la condición de referencia (CR), el ratio de calidad ecológica (RCE) asociado a cada cambio de estado y la incertidumbre calculada.

Al analizar la composición taxonómica en las comunidades de referencia de las distintas tipologías, se observan diferencias entre el número de taxones sensibles (IBMWP = 10), de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros (EPT) y de Odonatos, Coleópteros y Heterópteros (OCH) (Tabla 3).

El dendrograma que resume el proceso de análisis de los 25 tipos con datos de invertebrados (Fig. S5, disponible en [www.limnetica.com](http://www.limnetica.com))

agrupa las estaciones en tres conjuntos: el primero incluye a los ríos de ambiente mediterráneo, tanto silíceos como calcáreos (tipo R-T16, tipo R-T12, tipo R-T09, tipo R-T08 y tipo R-T06), junto con los ríos silíceos (tipo R-T04 y tipo R-T03) y los ríos atlánticos calcáreos (tipo R-T32); en el segundo encontramos a los ríos de la vertiente norte, atlántico-cantábrico-pirenaicos y a los ríos poco mineralizados (tipo R-T20, tipo R-T15, tipo R-T23, tipo R-T28, tipo R-T22, tipo R-T26, tipo R-T30, tipo R-T31, tipo R-T21, tipo R-T25, tipo R-T27 y tipo R-T11); finalmente, un tercer conjunto incluye los ríos mediterráneos costeros con o sin influencia cárstica (R-T18 y R-T10), los ríos manchegos (R-T05), las Gargantas de Gredos-Béjar (R-T24) y las llanuras silíceas del Tajo y Guadiana (R-T01).

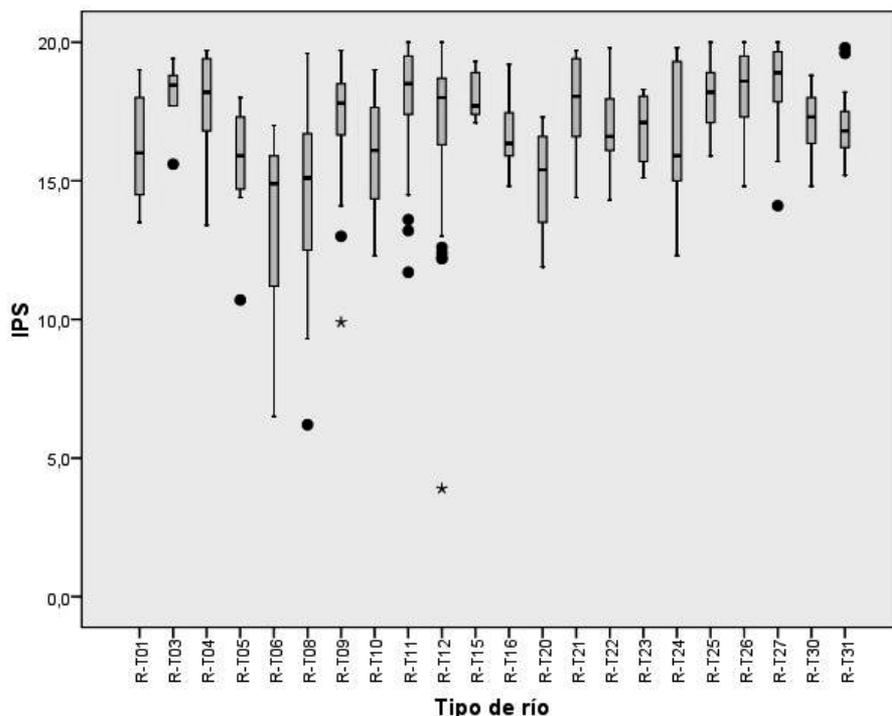
### Condiciones de referencia para el IPS

En los diagramas de caja obtenidos para los 22 tipos en los que se ha realizado el análisis estadís-

tico para el IPS (Fig. 3) se detalla la línea central (P50) como el valor de referencia y la línea inferior de la caja (P25) como el límite de cambio de estado de muy bueno a bueno.

El gráfico radial (Fig. 4) para el IPS representa los valores tanto de los tipos con suficiente información como de los tipos sin información. En la Tabla 4 se presenta la propuesta final para el IPS: condición de referencia (CR), ratio de calidad ecológica (RCE) asociados a cada cambio de estado y su incertidumbre.

Los agrupamientos obtenidos en el dendograma de la comunidad de diatomeas (Fig. S6, disponible en [www.limnetica.com](http://www.limnetica.com)) indican claras similitudes con los conjuntos obtenidos con la comunidad de invertebrados, concretamente con los siguientes 3 pares de tipos: tipo R-T21 (ríos cántabro-atlánticos silíceos) y tipo R-T31 (pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos); tipo R-T06 (ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena) y tipo R-T08 (ríos de baja montaña mediterránea silícea); tipo R-T09 (ríos mineralizados de



**Figura 3.** Diagrama de cajas para los 22 tipos analizados para el IPS. Los puntos y asteriscos señalan los valores extremos de la serie de datos. *Box plot for the 22 types analyzed for IPS. Dots and asterisks indicate the extreme values of the data series.*

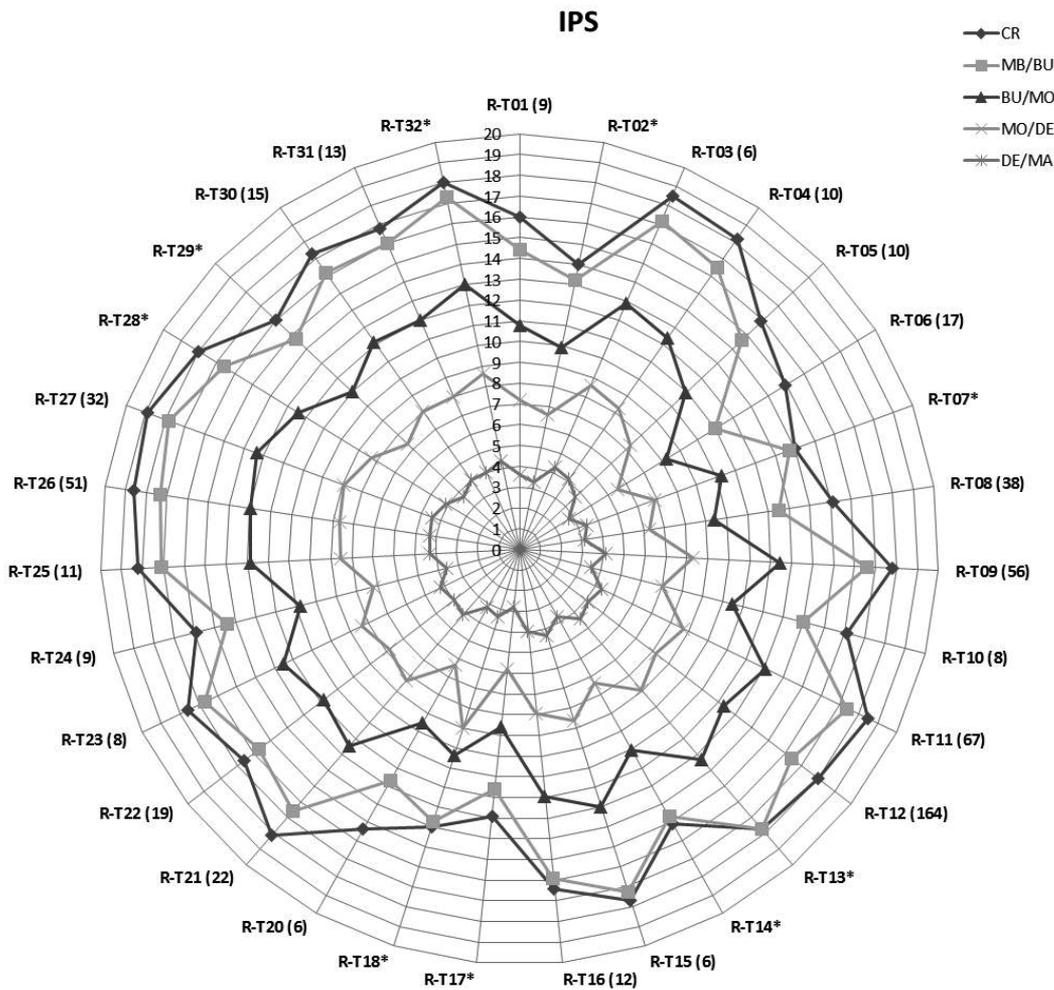
baja montaña mediterránea) y tipo R-T12 (ríos de montaña mediterránea calcárea). Estos resultados indican que las comunidades biológicas, tanto de invertebrados como de diatomeas, son muy similares en estos tipos.

**DISCUSIÓN**

En este estudio se han propuesto las condiciones de referencia y límites entre clases para los dos índices más utilizados en la evaluación del estado

ecológico en los ríos españoles: el IBMWP y el IPS. Esta propuesta, una vez consensuada por todas las demarcaciones hidrográficas, ha sido incorporada en el RD 817/2015 (MAGRAMA, 2015).

El IBMWP es el índice biológico que más se ha utilizado en España, entre otras razones porque necesita un menor esfuerzo de muestreo y de tratamiento de datos y porque se obtienen los mismos o mejores resultados que con otros índices más complejos y clasifica adecuadamente la calidad biológica en ríos mediterráneos (Mun-



**Figura 4.** Gráfico radial de la condición de referencia y de los límites de cambio de clase de calidad para el IPS. Entre paréntesis se indica el número de datos para el análisis estadístico y el asterisco indica los valores que han sido establecidos por interpolación-criterio de experto. *Star chart of the reference condition and the limits of change in quality class for the IPS. In brackets, the number of data for statistical analysis and the asterisk indicates the values that have been established by interpolation-expert criteria.*

né & Prat, 2009). Tanto el índice IBMWP como el multimétrico IMM-T se incluyeron en el ejercicio de intercalibración del GIG Mediterráneo, presentando ambos una buena correlación con la métrica común de intercalibración STAR-ICMi, excepto cuando el índice IBMWP se aplica a los ríos temporales (Feio *et al.*, 2013a).

Hay que señalar que en el área mediterránea los ríos temporales son dominantes (Arthington *et al.*, 2014) y también son cada vez más frecuentes en otras áreas de Europa e incluso en áreas de montaña (Reyjol *et al.*, 2014). La temporalidad

y la existencia de periodos de escaso caudal con concentraciones muy bajas de oxígeno afectan claramente a las comunidades biológicas (Feio *et al.*, 2013b). Además la heterogeneidad del mesohábitat y del microhábitat decrece en la estación seca, lo que produce un descenso de la frecuencia de efemerópteros, plecópteros y tricópteros (EPT), que son reemplazados por odonatos, coleópteros y heterópteros (OCH), estos últimos mejor adaptados a las fluctuaciones del nivel del agua y con una mayor capacidad de colonización (Moreno *et al.*, 1997, García-Roger *et*

**Tabla 4.** Condiciones de referencia, límites de cambio de estado e incertidumbre asociada para el IPS en la categoría ríos. RCE: Ratio de calidad ecológica; CR: Condición de referencia; MB/BU: muy bueno/bueno; BU/MO: bueno/moderado; MO/DE: moderado/deficiente; DE/MA: deficiente/malo; CV: Coeficiente de Variación; IC: Intervalo de Confianza. El asterisco indica los valores que han sido establecidos por interpolación-criterio de experto. *Reference conditions, class boundaries and uncertainty for IPS in the river category. EQR: Ecological Quality Ratio; CR: Reference Condition; MB/BU: High/Good; BU/MO: Good/Moderate; MO/DE: Moderate/Poor; DE/MA: Poor/Bad; CV: Coefficient of Variation; IC: Confidence Interval. The asterisk indicates the values that have been established by interpolation-expert criteria.*

R-T01	16	0.90	0.68	0.45	0.23	11.8	Media	2.9	Media	Media
R-T02*	14	0.94	0.71	0.47	0.24					
R-T03	18.5	0.93	0.70	0.46	0.23	7.4	Alta	2.8	Media	Media
R-T04	18.2	0.91	0.68	0.46	0.23	11.2	Media	2.8	Media	Media
R-T05	15.9	0.92	0.69	0.46	0.23	13.6	Media	3.0	Baja	Alta
R-T06	14.9	0.74	0.56	0.37	0.19	24.1	Baja	3.4	Baja	Alta
R-T07*	14	0.98	0.74	0.64	0.24					
R-T08	15.1	0.83	0.62	0.42	0.21	21.2	Baja	1.0	Media	Alta
R-T09	17.8	0.93	0.70	0.47	0.24	10.1	Media	0.9	Alta	Media
R-T10	16.1	0.87	0.65	0.43	0.22	14.3	Media	3.8	Baja	Alta
R-T11	18.5	0.94	0.71	0.47	0.24	9.2	Media	0.8	Alta	Media
R-T12	18	0.91	0.68	0.46	0.23	11.8	Media	0.6	Alta	Media
R-T13*	17.7	1.00	0.75	0.50	0.25					
R-T14*	15.1	0.97	0.73	0.49	0.25					
R-T15	17.7	0.98	0.73	0.49	0.24	5.3	Alta	2.4	Media	Media
R-T16	16.4	0.97	0.73	0.49	0.24	7.6	Media	1.6	Media	Media
R-T17*	12.9	0.90	0.67	0.45	0.22					
R-T18*	14	0.98	0.74	0.64	0.24					
R-T20	15.4	0.88	0.66	0.44	0.22	14.9	Media	5.5	Baja	Alta
R-T21	18.1	0.92	0.69	0.46	0.23	9	Media	1.4	Media	Media
R-T22	16.6	0.95	0.71	0.48	0.23	9.5	Media	1.6	Media	Media
R-T23	17.6	0.95	0.71	0.48	0.24	7.9	Media	2.2	Media	Media
R-T24	15.9	0.91	0.68	0.45	0.23	16.7	Baja	2.1	Media	Alta
R-T25	18.2	0.94	0.70	0.47	0.24	6.9	Alta	1.7	Media	Media
R-T26	18.6	0.93	0.70	0.47	0.23	7.1	Alta	0.7	Alta	Baja
R-T27	18.9	0.94	0.71	0.47	0.24	7.8	Media	1.1	Media	Media
R-T28*	18	0.92	0.69	0.46	0.23					
R-T29*	16	0.92	0.69	0.46	0.23					
R-T30	17.3	0.94	0.71	0.47	0.24	7.7	Media	1.5	Media	Media
R-T31	16.8	0.95	0.71	0.48	0.24	8.2	Media	1.7	Media	Media
R-T32*	18	0.96	0.72	0.48	0.24					

*al.*, 2013). Si tenemos en cuenta que los OCH tienen puntuaciones más bajas que los EPT, los valores del IBMWP son más bajos en las tipologías en las que los OCH son más abundantes. Este hecho se comprobó en nuestro estudio al encontrar los valores más bajos del índice IBMWP en los tipos R-T18 (ríos costeros mediterráneos) y R-T13 (ríos mediterráneos muy mineralizados), tipos que se ven afectados por periodos de extrema sequía y donde la comunidad de invertebrados está formada por pocos taxones adaptados a alta salinidad y con capacidad de volar (Vidal-Abarca *et al.*, 2013). Sin embargo la temporalidad parece que afecta en menor medida a la comunidad de diatomeas, bien porque se ven favorecidas por la alta concentración de sales disueltas en los ríos mediterráneos (Delgado & Pardo, 2014), o bien porque su gran diversidad les permite recobrar-se rápidamente después de las crecidas a un nivel comparable con las comunidades de ríos permanentes (Aboal *et al.*, 1996). Cabe señalar que el valor más bajo del índice IPS se obtuvo en el tipo R-T17 (grandes ejes en ambiente mediterráneo).

La utilización de modelos predictivos puede mejorar la precisión y confianza de las evaluaciones ecológicas en los ríos temporales (Hawkins *et al.*, 2010). En ese sentido el sistema MEDPACS (MEDiterranean Prediction And Classification System) (Poquet *et al.*, 2009) incluye la variable temporalidad en sus modelos de predicción para las comunidades de macroinvertebrados en ríos mediterráneos. Según Munné & Prat (2011) es necesario conocer las condiciones hidrológicas específicas en periodos secos ó húmedos en un mismo tipo para poder calcular las condiciones biológicas de referencia. Otros autores (Reyjol *et al.*, 2014) proponen la creación de un tipo de río temporal a nivel Europeo lo que, según su opinión, facilitaría la definición de las condiciones de referencia y de los límites entre clases de estado ecológico.

Una de las dificultades del estudio ha sido la de interpretar si los valores bajos de las métricas IBMWP e IPS en determinados tipos, como el R-T06 (ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena), el R-T02 (ríos de la depresión del Guadalquivir) o el R-T14 (ríos mediterráneos de baja altitud), se deben a la temporalidad natu-

ral, a los efectos de diferentes tipos de presiones antropogénicas, como por ejemplo la agricultura (Leigh *et al.*, 2013) o a los diferentes protocolos de muestreo utilizados (Leitao *et al.*, 2014). Prat y Munné (2014) proponen el uso de un decálogo que permita evaluar el estado de los ríos y su comparación entre cuencas y regiones, realizando los trabajos con métodos contrastados e intercalibrados. En este sentido es conveniente que se apliquen los protocolos oficiales y las métricas recomendadas para cada tipología propuestas en el RD 817/2015 (MAGRAMA, 2015).

Nuestros resultados muestran que no existen estaciones de referencia en los tramos medios (R-T17), en depresiones (R-T02) o en bajas altitudes (R-T07, R-T13, R-T14), principalmente del área mediterránea, aunque también en el área atlántica (R-T29). Por lo tanto, las condiciones de referencia propuestas para estos tipos se han obtenido por interpolación y criterio de experto. Al aplicar el modelo de validación se comprobó que solo el 33 % de las estaciones consideradas de referencia cumplían los 6 criterios establecidos, el resto incumplía uno o más, siendo el criterio de presión significativa el que más estaciones (197) incumplían. Incluso en tramos de referencia, donde no se aprecian presiones por fuentes puntuales o difusas significativas, existen presiones hidromorfológicas de origen humano, como canalizaciones, alteraciones de los márgenes y cambios en la vegetación de ribera, que afectarían en mayor medida a los ríos pequeños, y los embalses, que son más frecuentes en ríos más grandes (Feio *et al.*, 2013b). Esta dificultad de encontrar tramos que no tengan presiones podría estar relacionada con la elevada incertidumbre estadística observada en nuestro estudio: 36 % para el índice IBMWP (9 de los 25 tipos analizados) y 27.3 % para el índice IPS (6 de los 22 tipos analizados).

Por otro lado hay que comparar y armonizar los sistemas nacionales de evaluación mediante el proceso de intercalibración europeo para que tengan una relación estadísticamente significativa entre sus métricas y las métricas comunes (EC, 2007; Bennet *et al.*, 2010). En España el CEDEX realizó un estudio sobre la correspondencia entre los 32 tipos nacionales y los tipos definidos para el ejercicio de intercalibración euro-

peo (EC, 2004): Central/Báltico (R-C2, R-C3, R-C4, R-C5 y R-C6), Alpino (R-A2) y Mediterráneo (R-M1, R-M2, R-M3, R-M4 y R-M5). Las conclusiones del estudio (CEDEX, 2007) indicaron que la correspondencia entre los tipos de intercalibración y los nacionales tenía un ajuste muy bajo, abarcando y compartiendo en la mayoría de los tipos de intercalibración varios tipos nacionales, muy diferentes en algunos casos. En nuestro estudio se ha comprobado esa escasa relación entre los tipos nacionales y los tipos comunes de intercalibración (Tabla S3, disponible en [www.limnetica.com](http://www.limnetica.com)). Los análisis cluster realizados con las comunidades de referencia de macroinvertebrados y diatomeas nos agruparon tres pares de tipologías: R-T06 y R-T08, R-T09 y R-T12, R-T21 y R-T31, lo que parece confirmar que no siempre los tipos elaborados a partir de datos ambientales, como los de la tipología del CEDEX, coinciden exactamente con las agregaciones taxonómicas y, por lo tanto, que distintos tipos pueden compartir comunidades biológicas similares (Prat & Munné, 2014).

La evaluación del estado ecológico de las masas de agua superficiales deberá de realizarse con enfoques alternativos que den prioridad a la comprensión de la ecología que existe tras los conjuntos de datos y los métodos de evaluación más que la aplicación perfecta de las guías estadísticas (Poikane *et al.*, 2014). Dicha evaluación tendrá que plasmar los cambios que se están produciendo como consecuencia del notable calentamiento del planeta, reflejados en el incremento de la frecuencia e intensidad de inundaciones y sequías que determinan un aumento de la temporalidad (Sánchez-Montoya *et al.*, 2007), considerar la invasión por especies exóticas cada vez más extendida (Reyjol *et al.*, 2014) e incorporar las nuevas técnicas de bioevaluación (Stein *et al.*, 2014; Gibson *et al.*, 2015).

## CONCLUSIONES

En este estudio se ha recopilado y actualizado la información relativa a las estaciones de referencia de las masas de agua de la categoría ríos con los datos correspondientes al periodo 2009-2011.

El análisis preliminar ha revelado una gran variabilidad en cuanto a la disponibilidad de datos entre los diferentes tipos y las distintas demarcaciones hidrográficas. Se ha comprobado que de las 388 estaciones que forman la red de estaciones de referencia el 27 % incumplen dos o más criterios del modelo de validación. La propuesta de condición de referencia y límites de cambio de estado se ha realizado atendiendo a los criterios y métodos desarrollados durante los dos ejercicios de intercalibración europeos. Los valores para el índice IBMWP y para el IPS señalan una confianza alta o media para aproximadamente la mitad de los tipos. Para el resto los valores presentan una elevada incertidumbre estadística o han sido una propuesta consensuada. Se ha comprobado que la dificultad de establecer condiciones de referencia es mayor en los tipos asociados a ambientes mediterráneos, muy influidos por la temporalidad, y en los tramos medios y bajos de los ríos, donde las presiones debidas a alteraciones antropogénicas de diversa índole dificultan esta tarea.

## BIBLIOGRAFÍA

- ABOAL, M., M.A. PUIG & G. SOLER. 1996. Diatom assemblages in some Mediterranean temporary streams in southeastern Spain. *Archiv für Hydrobiologie*, 136(4): 509–527.
- 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 Helawell (1978). *Limnetica*, 4: 51–56.
- ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, A. MELLADO, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, S. ROBLES, C. E. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ABARCA, S. VIVAS & C. ZAMORA-MUÑOZ. 2004. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3-4): 175–185 (2002).
- ARTINGTON, A. H., J. M. BERNARDO & M. ILHÉU. 2014. Temporary rivers: linking ecohydrology, ecological quality and reconciliation ecology. *River Research and Applications*, DOI: 10.1002/rra.2831.

- BENNET, C., R. OWEN, S. BIRK, A. BUFFAGNI, S. ERBA, N. MENGIN, J. MURRAY-BLIGH, G. OFENBÖCK, I. PARDO, W. VAN DE BUND, F. WAGNER & J. G. WASSON. 2010. Bringing European river quality into line: an exercise to intercalibrate macro-invertebrate classification methods. *Hydrobiologia*, DOI 10.1007/s19750-011-0635-2.
- BONADA, N., N. PRAT, A. MUNNÉ, M. RIERADEVALL, J. ALBA-TERCEDOR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, J. CASAS, P. JÁIMEZ-CUELLAR, A. MELLADO, G. MOYÁ, I. PARDO, S. ROBLES, G. RAMÓN, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ABARCA, S. VIVAS & C. ZAMORA-MUÑOZ. 2004. Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21(3-4): 99–114 (2002).
- BORDALLO, A. & C. CASADO. 2012. Aproximación al establecimiento de una red de referencia para la implantación de la Directiva Marco del Agua en la Comunidad de Madrid. *Limnetica*, 31(1): 1–12.
- CEDEX (Centro de Estudios y Experimentación). 2004. *Selección preliminar de posibles tramos fluviales en la red de referencia*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas del Ministerio de Fomento.
- CEDEX (Centro de Estudios y Experimentación). 2005. *Caracterización de los tipos de ríos y lagos*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas del Ministerio de Fomento.
- CEDEX (Centro de Estudios y Experimentación). 2007. *Análisis de la correspondencia entre los tipos establecidos en la Caracterización de los ríos en España (v. 4.0, junio de 2005) y los definidos para el Ejercicio de Intercalibración Europea (GIGs de los ríos Centrales/Bálticos, Alpinos y Mediterráneos)*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas del Ministerio de Fomento.
- CEMAGREF 1982. *Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux*. Rapport Q.E. Lyon, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse-Cemagref.
- DELGADO, C., I. PARDO & L. GARCÍA. 2012. Diatom communities as indicators of ecological status in Mediterranean temporary streams (Balearic Islands, Spain). *Ecological Indicators*, 15: 131–139.
- DELGADO, C. & I. PARDO. 2014. Comparison of benthic diatoms from Mediterranean and Atlantic Spanish streams: Community changes in relation to environmental factors. *Aquatic Botany*, 120: 304–314.
- EC (European Commission). 2003a. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Working Group REFCOND. Guidance Document N° 10. *Rivers and Lakes-Typology, Reference Conditions and Classification Systems*.
- EC (European Commission). 2003b. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Working Group IMPRESS. Guidance Document N° 3. *Analysis of Pressures and Impacts*.
- EC (European Commission). 2004. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Produced by Working Group 2A. *Overview of common Intercalibration types*.
- EC (European Commission). 2005. Commission Decision of 17 August 2005 on the establishment of a register of sites to form the intercalibration network in accordance with Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council (2005/646/CE).
- EC (European Commission). 2007. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Produced by Working Group 2A. *Guidelines to translate the intercalibration results into national classification systems and to derive reference conditions*.
- EC (European Commission). 2008. Decisión de la Comisión, de 30 de octubre de 2008, 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 2008/915/CE. Diario Oficial de la Unión Europea L 332/20.
- EC (European Commission). 2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Working Group 2.A Ecological Status. Guidance Document Number 14: Guidance on the intercalibration process 2008-2011.
- EC (European Commission). 2013. Decisión de la Comisión de 20 de septiembre de 2013 por la que se fija, 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 L 266/1.
- EU (European Union). 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco común de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Comunidad Europea. L 327 de 22 de Diciembre de 2000: 1-72.
- FEIO, M. J., J. FERREIRA, A. BUFFAGNI, S. ERBA, G. DÖRFLINGER, M. FERRÉOL, A. MUNNÉ, N. PRAT, I. TZIORTZIS & G. URBANIC. 2013a. Comparability of ecological quality boundaries in the Mediterranean basin using freshwater benthic invertebrates. Statistical options and implications. *Science of the Total Environment*, 476-477 (2014): 777-784.
- FEIO, M. J., F. C. AGUIAR, S. F. P. ALMEIDA, J. FERREIRA, C. ELIAS, S. R. S. SERRA, A. BUFFAGNI, J. CAMBRA, C. CHAUVIN, F. DELMAS, G. DÖRFLINGER, S. ERBA, N. FLOR, M. FERRÉOL, M. GERM, L. MACINI, P. MANOLAKI, S. MARCHEGGIANI, M.R. MINCIARDI, A. MUNNÉ, E. PASTERGIADOU, N. PRAT, C. PUCCINELLI, J. ROSEBERY, S. SABATER, S. CIADAMDARO, E. TORNÉS, I. TZIORTZIS, G. URBANIC & C. VIEIRA. 2013b. Least Disturbed Condition for European Mediterranean rivers. *Science of the Total Environment* (2013), <http://dxdoi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.056>.
- GARCÍA-ROGER, E. M., M. M. SÁNCHEZ-MONTOYA, N. CID, S. ERBA, I. KARAOUZAS, I. VERKAİK, M. RIERADEVALL, R. GÓMEZ, M. L. SÚAREZ, M. R. VIDAL-ABARCA, D. DEMARTINI, A. BUFFAGI, N. SKOULIKIDIS, N. BONADA & N. PRAT. 2013. Spatial scale effects on taxonomic and biological trait diversity of aquatic macroinvertebrates in Mediterranean streams. *Fundamental and Applied Limnology*, 183(2): 89-105.
- GARCÍA, L., I. PARDO & C. DELGADO. 2014. Macroinvertebrate indicators of ecological status in Mediterranean temporary stream types of the Balearic Islands. *Ecological Indicators*, 45: 650-663.
- GIBSON, J. F., S. SHOKRALLA, C. CURRY, D. J. BAIRD, W. A. MONK, I. KING & M. HAJIBABAEI. 2015. Large-Scale Biomonitoring of Remote and Threatened Ecosystems via High-Throughput Sequencing. *PLoS ONE* 10(10): e0138432. doi:10.1371/journal.
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaentologia Electronica*, 4(1): 1-9. [http://palaentologia.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaentologia.org/2001_1/past/issue1_01.htm)
- HAWKINS, C. P., J. R. OLSON & R. A. HILL. 2010. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1): 312-343.
- LEIGH, C., R. STUBBINGTON, F. SHELDON & A. J. BOULTON. 2013. Hyporheic invertebrates as bioindicators of ecological health in temporary rivers: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 32: 62-73.
- LEITAO, F., S. J. HUGHES, I. MÁXIMO, N. ATANASOVA, A. FURTADO & L. CHICHARO. 2014. Habitat-oriented sampling of macroinvertebrates affects the determination of ecological status in temporary mediterranean river systems. *River Research and Applications*, DOI: 10.1002/rra.2800.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2011. TAXAGUA. Tesoro Taxonómico para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua continentales. [www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/TAXAGUA.aspx](http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/TAXAGUA.aspx).
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2012. ID-TAX: Catálogo y Claves de identificación de organismos utilizados en las redes de control del estado ecológico en aguas continentales. [www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/id-tax.aspx](http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/id-tax.aspx).
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2013a. Protocolo de muestreo y laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables. Código: ML-Rv-I-2013. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. NIPO: 770-11-310-8.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2013b. Protocolo de cálculo del índice IBMWP. Código: IBMWP-2013. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. NIPO: 770-11-308-X.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2013c. Protocolo de muestreo y laboratorio de flora acuática (organismos fitobentónicos) en ríos. Código: ML-R-D-2013. Secretaria

- ría General Técnica. Centro de Publicaciones. NIPO: 770-11-311-3.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2013d. Protocolo de cálculo del índice de polusensibilidad específica. Código: IPS-2013. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. NIPO: 280-13-132-9.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2015. Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Boletín Oficial del Estado, *Boletín Oficial del Estado-BOE*, 219: 80582-80677.
- MARM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino). 2008. Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. *Boletín Oficial del Estado-BOE*, 229: 38472-38582.
- MORENO, J. L., A. MILLÁN, M. L. SUÁREZ, M. R. VIDAL-ABARCA & J. VELASCO. 1997. Aquatic Coleoptera and Heteroptera assemblages in waterbodies form ephemeral coastal streams ("ramblas") as south-eastern Spain. *Archiv für Hydrobiologie*, 141(1): 93–107.
- MUNNÉ, A. & N. PRAT. 2009. Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia*, 628: 203–225.
- MUNNÉ, A. & N. PRAT. 2011. Effects of Mediterranean climate annual variability on stream biological quality assessment using macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators*, 11(2): 651–662.
- PARDO, I., R. IBRAÍN, C. GÓMEZ-RODRÍGUEZ & E. GARCÍA-ROSELLÓ. 2010. *Aplicación de los sistemas de evaluación del estado ecológico desarrollados para ríos en la aplicación de la Directiva Marco del Agua en la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico*. 2010. NIPO 282-12-001-X.
- PARDO, I., S. POIKANE & W. BOONE. 2011. *Revision of the consistency in Reference Criteria application in the Phase I of the European Intercalibration exercise*. EC-JRC-IES (European Commission. Joint Research Center. Institute for Environment and Sustainability).
- PARDO, I., C. GÓMEZ-RODRÍGUEZ, J. G. WASSON, R. OWEN, W. BUND, M. KELLY, C. BENNET, S. BIRK, A. BUFFAGNI, S. ERBA, N. MENGIN, J. MURRAY-BLIGH & G. OFENBÖECK. 2012. The European reference condition concept: A scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. *Science of the Total Environment*, 420(2012): 33–42.
- PHILLIPS, G. 2014. Progress towards the implementation of the European Water Framework Directive (2000-2012). *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 17(4): 424–436.
- POIKANE, S., ZAMPOUKAS, N., BORJA, A., S. P. DAVIES, W. BUND & S. BIRK. 2014. Intercalibration of aquatic ecological assessment methods in the European Union: Lessons learned and way forward. *Environmental Science & Policy*, 44: 237–246.
- POLLARD, P. & W. VAN DE BUND. 2005. Template for the development of a boundary setting protocol for the purposes of the intercalibration exercise. Common Implementation Strategy-Working Group A ECOSTAT. Version nº: 1.2. 6 June 2005.
- POQUET, J. M., J. ALBA-TERCEDOR, T. PUNTÍ, M. M. SÁNCHEZ-MONTOYA, S. ROBLES, M. ÁLVAREZ, C. ZAMORA-MUÑOZ, C. E. SÁINZ-CANTERO, M. R. VIDAL-ABARCA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, A. M. PUJANTE, M. RIERADEVALL & N. PRAT. 2009. The Mediterranean Prediction And Classification System (MEDPACS): an implementation of the RIVPACS/AUSRIVAS predictive approach for assessing Mediterranean aquatic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 623: 153–171.
- PRAT, N. & A. MUNNÉ. 2014. Biomonitorio de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas. *Limnetica*, 33(1): 47–64.
- PUJANTE, A. M., T. ESTRELA, B. GASSET & A. PIÑÓN. 2005. Condiciones de referencia y clases ecológicas en las masas de agua superficial de la confederación hidrográfica del Júcar. *Tecnología del Agua*, 266: 52–64.
- REYJOL, Y., C. ARGILLIER, W. BONNE, A. BORJA, A. D. BUIJSE, A. C. CARDOSO, M. DAUFRESNE, M. KERNAN, M. T. FERREIRA, S. POIKANE, N. PRAT, A. L. SOLHEIM, S. STOFFEK, P. USSEGLIO-POLATERA, B. VILLENEUVE & W. VAN DE BUND. 2014. Assessing the ecological status in the context of the European Water Framework Directive: Where do we go now?. *Science of the Total Environment*, 497–498 (2014): 332–344.
- SÁNCHEZ-MONTOYA, M. M., L. SUÁREZ & M. R. VIDAL-ABARCA. 2005. Propuesta de criterios

- para la selección de estaciones de referencia en ríos mediterráneos en el contexto de la Directiva Marco del Agua. *Tecnología del Agua*, 266: 42–52.
- SÁNCHEZ-MONTOYA, M. M., T. PUNTÍ, M. L. SUÁREZ, M. R. VIDAL-ABARCA, M. RIERADEVALL, J. M. POQUET, C. ZAMORA-MUÑOZ, S. ROBLES, M. ÁLVAREZ, J. ALBA-TERCEDOR, M. TORO, A. M. PUJANTE, A. MUNNÉ & N. PRAT. 2007. Concordance between ecotypes and macroinvertebrate assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 52: 2240–2255.
- SÁNCHEZ-MONTOYA, M. M., M. R. VIDAL-ABARCA, T. PUNTÍ, J. M. POQUET, N. PRAT, M. RIERADEVALL, J. ALBA-TERCEDOR, C. ZAMORA-MUÑOZ, M. TORO, S. ROBLES, M. ÁLVAREZ & M. L. SUÁREZ. 2009. Defining criteria to select reference sites in Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 619: 39–54.
- STEIN, E. D., B. P. WHITE, R. D. MAZOR, J. K. JACKSON, J. M. BATTLE, P. E. MILLER, E. M. PILGRIM & B. W. SWEENEY. 2014. Does DNA barcoding improve performance of traditional stream bioassessment metrics?. *Freshwater Science*, 33: 302–311.
- URA (AGENCIA VASCA DEL AGUA). 2014. Protocolo de muestreo, análisis y evaluación de fauna bentónica macroinvertebrada en ríos vadeables (Código: RW\_MACRO-INVERTEBRADOS\_URA\_V\_2.0).
- VIDAL-ABARCA, M. R., M. M. SÁNCHEZ-MONTOYA, C. GUERRERO, R. GÓMEZ, M. I. ARCE, V. GARCÍA-GARCÍA & M. L. SUÁREZ. 2013. Effects of intermittent stream flow on macroinvertebrate community composition and biological traits in a naturally saline Mediterranean stream. *Journal of Arid Environments*, 99: 28–40.

