

Evaluación del estado ecológico de los torrentes de las Islas Baleares: el caso particular de Menorca

Pardo, I., Delgado, C., García, L., Álvarez, M., Lucena, P. y Barón, A.
Departamento de Ecología y Biología Animal, Universidad de Vigo

Introducción

La Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/CE) es la nueva legislación europea para la protección de las aguas superficiales, subterráneas, de transición y costeras. Esta directiva precisa la necesidad de desarrollar estudios científico-técnicos para la clasificación del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos europeos. El proceso se basa en la caracterización inicial de las distintas categorías de masas de aguas (ríos, lagos, etc.), y en definir una tipología de ecosistemas con características ecológicas similares (por ejemplo ríos temporales de montaña o de llano) con unos descriptores obligatorios y optativos. Para cada tipo así definido, hay que establecer las comunidades biológicas de referencia, en una red espacial de puntos que cumplan con criterios aceptados de ausencia de presiones (Wallin et al., 2003; van de Bund, 2009). Mediante comparación con estas referencias se establecen distintas clases de estado ecológico que representan el grado de deterioro ambiental de los ecosistemas. Las clases de estado ecológico se corresponden con la escala indicada por las definiciones normativas de la DMA. Así el *buen* estado significa una ligera desviación de las condiciones de referencia, el estado *moderado*, una moderada desviación y así sucesivamente. Estas definiciones se desarrollan en el Anejo V de la DMA.

El objetivo principal de este trabajo ha sido desarrollar un método de evaluación del estado ecológico para los torrentes de las Islas Baleares. Para ello se han analizado las características hidromorfológicas de los torrentes (ríos temporales), la calidad físico-química de sus aguas y se han caracterizado algunas comunidades de organismos acuáticos: invertebrados y diatomeas bentónicas. En este estudio se describen

brevemente los diversos aspectos científico-técnicos realizados y relacionados con la aplicación de la DMA en los torrentes de las Islas Baleares (Pardo et al., 2007). Finalmente se presentan los resultados de la clasificación del estado ecológico en los torrentes estudiados en la isla de Menorca en relación con las presiones humanas dominantes en la isla, como principales dirigentes del deterioro ambiental en que se encuentran los torrentes.

Área de estudio

Aunque las aguas subterráneas constituyen la casi totalidad de los recursos hídricos de las Islas Baleares, éstas también se encuentran surcadas por pequeños ríos temporales, comúnmente llamados torrentes, que se diferencian de la imagen típica de un río en que experimentan una fase seca "natural" a lo largo de su ciclo anual. Así, en las Islas Baleares los torrentes son el único tipo de ecosistema de aguas corrientes que existe, y junto con los ecosistemas leníticos (p. e. zonas húmedas), conforman la diversidad de ecosistemas acuáticos continentales naturales.

En total se estudiaron 56 tramos fluviales en las Islas Baleares, distribuidos en 26 cuencas. La isla con un mayor número de tramos fluviales estudiados es Mallorca (43 tramos, distribuidos en 22 cuencas), seguida de Menorca (12 tramos, distribuidos en 8 cuencas). En Ibiza sólo se estudió 1 punto y no se incluyó ningún punto en Formentera, debido a la elevada temporalidad de los cursos de agua que alberga. Se realizaron un total de 4 campañas de muestreo con esta periodicidad estacional: mayo-junio de 2005, noviembre-diciembre de 2005, febrero-marzo de 2006 y mayo-junio de 2006.

Métodos

Los elementos de calidad o indicadores que, atendiendo al Anejo V de la DMA, se han considerado para la clasificación del estado ecológico en la categoría de torrentes (ríos temporales) son los que siguen:

Indicadores hidromorfológicos

En los torrentes se estimaron diversas características hidromorfológicas en base al método del *River Habitat Survey* (RHS) (Raven et al., 1998; Environment Agency, 1997; 2003), en su versión sur-europea (método CARAVAGGIO). El método CARAVAGGIO

(*Core Assessment of River hAbitat VALue and hydro-morpholoGical cOndition*) (Buffagni & Kemp, 2002) es un método de evaluación de la diversidad de hábitats y su modificación, y de las características hidromorfológicas de los ecosistemas fluviales específicas para ríos mediterráneos.

Indicadores biológicos

El sistema de clasificación utilizado en torrentes se ha basado en dos elementos de calidad biológica: las diatomeas bentónicas (microalgas) que se encuentran en la superficie de los sustratos naturales, formando parte del perifiton, y los invertebrados bentónicos. Se tomaron dos tipos de muestras de algas: unas para el análisis de biomasa y otras para el análisis cuantitativo y cualitativo de la composición de la comunidad de diatomeas.

Las muestras utilizadas para estudiar la composición de diatomeas bentónicas fueron recogidas y tratadas siguiendo las normas europeas (Kelly et al., 1998; AFNOR, 2003). Las muestras fueron preservadas con formaldehído (4%) inmediatamente después de su recolección y tratadas en laboratorio para eliminar toda la materia orgánica (Renberg, 1990). Finalmente fueron montadas con Naphrax para su posterior identificación de acuerdo con los autores Krammer & Lang-Bertalot (1986-1991). Los datos de abundancias fueron introducidos en el Omnidia v.4.2 (Leconte et al., 1993; 2003), que calcula diferentes índices.

Las muestras de invertebrados bentónicos se tomaron utilizando el método de muestreo en múltiples hábitats. Los invertebrados bentónicos se recogieron con una red de mano (*kick*) con un tamaño de luz malla de 500 μm . En total se cogieron 20 *kicks* por tramo, distribuidos en número proporcional a los hábitats más representativos, identificados previamente según el método de la Agencia Ambiental Americana (EPA; Barbour et al., 1999).

Indicadores físico-químicos

En cada punto de muestreo se determinaron *in situ* variables físico-químicas generales del agua: temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto. Para determinar el resto de las variables físico-químicas (p. e. nutrientes, aniones, cationes, alcalinidad, demanda biológica de oxígeno- DBO_5^- , etc.) se recogieron muestras de agua para su posterior análisis en el laboratorio (APHA, American Public Health Association, 1989).

Resultados

Modelo de evaluación del estado ecológico de torrentes en Baleares

El diseño de la red de torrentes estudiados en las Islas Baleares obedeció a las especificaciones de la DMA. El diseño ha permitido la definición de los tipos de torrentes, la identificación de condiciones de referencia y la selección de puntos de estudio en zonas de referencia, así como la identificación y selección de puntos en cuencas sometidas a distintas presiones antrópicas (contaminación puntual, difusa, etc.). La tipología adoptada en este trabajo está basada en los descriptores del sistema B de la DMA. Los descriptores utilizados han sido: altitud máxima, tamaño de cuenca, pendiente del tramo, precipitación media, porcentaje de sustrato impermeable y tipo morfológico en cañón.

Teniendo en cuenta estos descriptores, los torrentes de las Baleares quedan representados en 5 tipos (1: torrentes pequeños del llano; 2: torrentes de tipo cañón; 3: torrentes que discurren sobre lechos impermeables; 4: torrentes grandes del llano, y 5: torrentes de montaña) (Pardo et al., 2007). La mayor parte de la red hidrológica de las Islas Baleares está representada por los torrentes pequeños del llano (59,54%), mientras que el tipo de torrentes grandes del llano (tipo 4) está escasamente representado en el territorio balear (3,68%) y los que se visitaron durante la ejecución de este proyecto estaban secos, por lo que este tipo no ha sido considerado finalmente en este trabajo. Además, debido a la gran similitud en la composición de invertebrados entre las muestras de los tipos 1 y 3, se descartó el uso del tipo 3 (caracterizado principalmente por discurrir por rocas impermeables). Debido al grado de solapamiento encontrado, las muestras del tipo 3 se adjudicaron a los otros tipos en función de las otras variables de la tipología.

La validación de las referencias se hizo mediante análisis multivariante de ordenación (MDS), confirmándose la distinción entre las comunidades biológicas por tipo de torrente (Pardo et al., 2007). En el tipo 1, donde se encuentran la totalidad de las localidades de Menorca, la comunidad de referencia fue la descrita en dos localidades del tipo localizadas en el noreste de la isla de Mallorca, al no encontrarse localidades de referencia en Menorca.

Por último, se realizó un modelo de clasificación del estado ecológico (Pardo et al., 2007). Está compuesto por un multimétrico formado de varios métricos para cada uno de los elementos biológicos de calidad estudiados (invertebrados y diatomeas), que se han denominado con el acrónimo de MIB (Multimétricos de Islas Baleares).

El tratamiento de la comunidad de invertebrados se ha realizado a nivel de género y el de las diatomeas se ha realizado a nivel de especie (o variedad en algunos casos). Se escogieron métricos con el objeto de cubrir los parámetros biológicos especificados en las definiciones normativas de la DMA (abundancia, composición, diversidad y relación entre taxones sensibles y tolerantes). Así se seleccionaron aquellos métricos individuales que mejor respondían a la presión definida por los gradientes de presión humana analizados en el estudio (Pardo et al., 2007).







Para el cálculo del multimétrico de invertebrados del tipo 1 se utilizaron 5 métricos (INV1MIB): Índice Shannon-Wiener, número de taxones y riqueza de géneros sensibles (RSENGEN2), un métrico con la abundancia de géneros sensibles (ABSENGEN4) y otro de frecuencia de géneros dominantes (3GENDOM). Para el cálculo del multimétrico de diatomeas, el multimétrico (DIAT1MIB), se ha combinado dos índices generados por el OMNIDIA: IPS y TDI.

Los sistemas de clasificación elaborados en este estudio son específicos para cada tipo de torrente; de esta manera se obtiene un sistema de clasificación para cada elemento biológico (invertebrados y diatomeas) que se integra junto con los elementos físico-químicos e hidromorfológicos, como indica la DMA. El estado ecológico final quedará determinado por la integración de dichos componentes (invertebrados, diatomeas, físico-química e hidromorfología). En caso de que cada componente determine un estado ecológico diferente para la misma masa de agua, siguiendo el principio de "uno fuera-todos fuera", el estado ecológico final corresponderá al de aquél componente que más haya penalizado a la masa de agua en cuestión.

Multimétricos y relaciones de calidad ecológica (EQR)

El valor del EQR (del inglés, *Ecological Quality Ratio*) se obtiene dividiendo el valor observado del multimétrico por el valor esperado, y se expresa entre 0 y 1 o valor superior a 1. Los valores de los EQR del sistema de invertebrados han sido intercalibrados, según los límites suministrados en el ejercicio de intercalibración europeo del GIG (Grupo Geográfico de Intercalibración) de ríos mediterráneos temporales (tipo de intercalibración RM5). Siguiendo la metodología aplicada a la derivación de límites en el Norte de España idéntica a la del presente estudio (Pardo et al., 2007), se ha comprobado la posibilidad de un ajuste único de los límites a los tres tipos de torrentes (viendo que la media de los límites calculados por tipos y elemento biológico es muy similar, debido al uso de la misma metodología de cálculo).

Tabla 1. Asignación de niveles de estado ecológico a los distintos límites de divergencia del EQR respecto a sus condiciones de referencia en los torrentes de Baleares

Corte	Grado de alteración	Clase de calidad	Color
		Referencia	
>0.93	Mínimo	Muy bueno	
0.93-0.7	Leve	Bueno	
0.7-0.5	Importante	Moderado	
0.5-0.25	Grave	Deficiente	
<0.25	Muy grave	Malo	

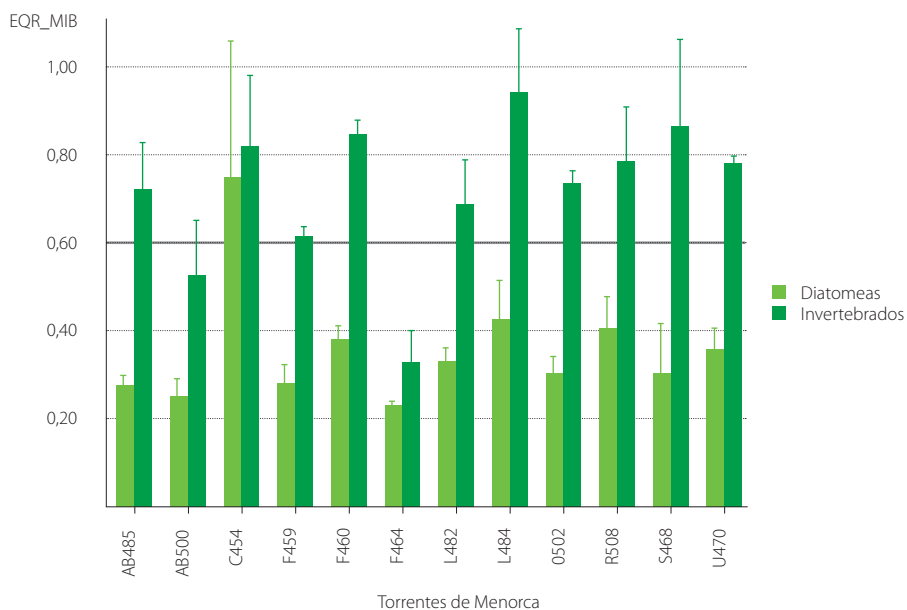


Figura 1. Distribución del valor medio de EQR en función de las localidades de muestreo del tipo 1 de la isla de Menorca. La línea gris indica el punto de límite entre el estado *bueno* y el *moderado* (EQR = 0.6)

Así, el límite entre la clase de estado *muy bueno* y el *bueno* se fija en 0.93, el límite entre los estados *bueno/moderado* es 0.7, y 0.5 y 0.25 suministran los restantes límites, respectivamente (Tabla 1).

En la integración final de los elementos biológicos realizada en este proyecto se ha asumido un error en la clasificación del 10% (% asumido en los ejercicios de intercalibración europea). Por ello, el actual límite del 0.7 se reemplazó por el de 0.6, en la evaluación e integración final del estado ecológico, a la espera de una futura validación con más datos, y resultante de la aplicación de los límites europeos. En la Figura 1 se suministran los valores de EQR para el multimétrico de invertebrados y diatomeas de los torrentes de Menorca. Se observa cómo, de forma generalizada, es el valor de EQR de las diatomeas el que nunca llega a cumplir el estado ecológico bueno (> 0.6).

Conclusiones: estado global de los torrentes de Menorca, identificación de presiones dominantes y propuesta de acciones

Una vez analizado el estado ecológico de cada uno de los 12 tramos fluviales de la isla de Menorca en base a los elementos biológicos (diatomeas e invertebrados bentónicos), se analizaron de forma detallada los torrentes que no cumplen con el buen estado ecológico. En la Tabla 2 se muestran los torrentes que cumplen o no con este estado ecológico y se indican las presiones dominantes que más les afectan. Dentro de los torrentes del llano (tipo 1), casi el total de los torrentes de Menorca se encuentra en estado deficiente. La representación global de las clases de estado ecológico resultantes de la integración entre diatomeas e invertebrados indica que el 90% no cumplen con los objetivos ambientales de la DMA (Figura 2). Esto es debido en su mayor parte al impacto producido en ellos por la contaminación difusa proveniente de las actividades agropecuarias y los vertidos puntuales (p. e. vertidos de depuradoras) en su influencia sobre las aguas superficiales y subterráneas. El hecho de que la comunidad de algas bentónicas se encuentre impactada es debido a las elevadas concentraciones de nutrientes en el agua, lo que ha ocasionado un cambio en la comunidad de referencia hacia otras comunidades características de torrentes eutróficos (*Navicula veneta*, *Eolimna subminuscula*, *Sellaphora seminulum*, *Nitzschia frustulum*).

El mismo resultado se puede comprobar si se observa la clasificación de las presiones que se han estudiado y el impacto causado en los sistemas acuáticos (Figura 3).

Tabla 2. Resumen del estado ecológico de los tramos fluviales estudiados en la isla de Menorca. Se indica el impacto principal identificado en los torrentes que contienen tramos en riesgo, así como las recomendaciones de acciones propuestas a partir de la elaboración de este proyecto

Torrente	Topónimo	Tipo	Estado	Problemática asociada	Acción recomendada
C454	Pont de s'Alairó	1	Bueno		
L484	Algendar-Molí de Baix	1	Moderado	- Muro en una de las orillas (regadío) - Usos agrícolas - Usos ganaderos (vacas)	- Gestión de cuenca - Revisión de obras de reforzamiento
AB485	Cala en Porter	1	Deficiente	- Usos agrícolas - Usos urbanos (carretera)	- Gestión de cuenca
AB500	Cala en Porter	1	Deficiente	- Vertidos de la depuradora de Alaïor - Extracción de agua	- Revisión del funcionamiento de la depuradora
F459	Mercadal	1	Deficiente	- Vertidos de depuradora	- Revisión del funcionamiento de la depuradora
F460	Mercadal	1	Deficiente	- Usos agrícolas - Extracción de agua	- Gestión de cuenca - Revisar extracción de agua
F464	Mercadal	1	Deficiente	- Usos ganaderos (granja de cerdos) - Usos agrícolas (vertido de purines) - Vertidos	- Gestión de cuenca - Revisión del funcionamiento de la granja
L482	Algendar	1	Deficiente	- Regadío - Usos ganaderos - Represa artificial de hormigón	- Gestión de cuenca - Retirada de la represa
O502	Puntarró	1	Deficiente	- Agricultura de secano - Usos ganaderos - Cauce reforzado	- Gestión de cuenca - Revisión de obras de reforzamiento
R508	Sa Cova	1	Deficiente	- Agricultura de secano - Cauce reforzado	- Gestión de cuenca - Revisión de obras de reforzamiento
S468	Son Biró	1	Deficiente	- Agricultura de secano - Cauce reforzado	- Gestión de cuenca - Revisión de obras de reforzamiento
U470	Na Bona	1	Deficiente	- Usos agrícolas (secano)	- Gestión de cuenca

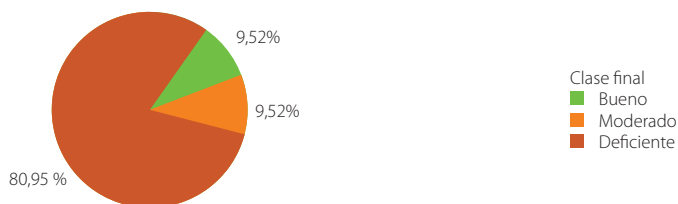


Figura 2. Diagrama de sectores representando las clases de estado ecológico en las que se encuentran las localidades de los torrentes de Menorca

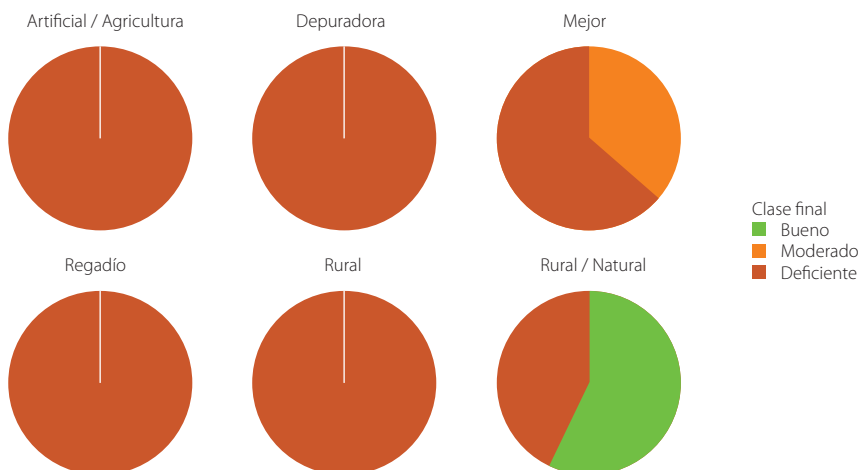


Figura 3. Diagramas de sectores representando las clases de estado ecológico en las que se encuentran las localidades afectadas por las diferentes presiones estudiadas de los torrentes de Menorca

Dada la situación actual en la que se encuentran los torrentes de la isla de Menorca, se hace necesaria la adopción de un programa de medidas correctoras para evitar el continuo deterioro de los torrentes y mejorar su estado ecológico para el 2015, como exige la DMA.

La eliminación de la fuente de contaminación difusa pasa por la adopción de medidas de buenas prácticas agropecuarias en cuencas de elevada dedicación

agrícola o ganadera, en relación con la reducción de cargas propuesta por las directivas de nitratos y de aguas residuales. Dentro de las acciones recomendadas en relación a fuentes puntuales de contaminación cabe destacar la revisión y mejora del funcionamiento de las depuradoras, así como la eliminación de vertidos directos de cualquier naturaleza al cauce de los torrentes, ya que éstos no tienen capacidad de dilución, y menos sobre una base temporal con caudales no existentes en verano. Se ha llegado al caso de suministrar agua de muy mala calidad en verano a un sistema que de forma natural no presenta caudales circulantes en esas épocas del año. Para los vertidos únicamente orgánicos de depuradora habría que eliminar los directos a los cauces, y dirigirlos a zonas extensas que actúen de filtros verdes. En estas zonas la eliminación de nutrientes se hace de forma periódica con cortes de biomasa vegetal (árboles, frutos, etc.). También hay que favorecer el desarrollo de sistemas de lagunaje artificial (impermeabilizados a ser posible), similares a los humedales, para la eliminación de nutrientes por desnitrificación y captura de fósforo en forma de biomasa vegetal.

Por otro lado es imprescindible restaurar las riberas con especies autóctonas (arbóreas y arbustivas) en los torrentes de zonas agrícolas, ya que las riberas tienen un papel natural de filtro verde, reteniendo sedimentos y nutrientes de forma previa a su arrastre hacia los torrentes. Igualmente, se recomienda la creación de bandas de protección a los lados de los torrentes donde no se permitan actividades agrícolas.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por la Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental del Govern Balear dentro del proceso de elaboración del Plan Hidrológico de las Islas Baleares, en aplicación de la Directiva Marco del Agua.

Referencias

APHO (American Public Health Association). 1989. *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater*. 17th Ed. Washington DC.

AFNOR. 2003. *Norme française NF EN 13946. Qualité de l'eau -Guide pour l'échantillonnage en routine et le pré-traitement des diatomées benthiques de rivières*. Association Française de Normalisation, 18 pp

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D. y STRIBLING, J.B. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition. EPA 841-B99-002. US. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D. C.

BUFFAGNI, A. y KEMP, J.L. 2002. Looking beyond the shores of the United Kingdom: addenda for the ap-

- plication of River Habitat Survey in South European Rivers. *J. Limnol.* 61 (2): 199-214
- ENVIRONMENTAL AGENCY. 1997. *River Habitat Survey*. Field Guidance Manual. Bristol
- ENVIRONMENT AGENCY. 2003. *River Habitat Survey in Britain and Ireland – Field Survey Guidance Manual: 2003 Version*. Warrington, Cheshire WA4 1HG
- KELLY, M.G.; CAZAUBON, A.; CORING, E.; DELL'UOMO, A.; ECTOR, L.; GOLDSMITH, B.; GUASCH, H.; HULLMANN, J.; JARLMAN, A.; KAWECKA, B.; KWANDRANS, J.; LAUGASTE, R.; LINDSTROM, E.A.; LEITAO, M.; MARVAN, P.; PADISAK, J.; PIPP, E.; PRYGIEL, J.; ROTT, E.; SABATER, S.; VAN DAM, H. y VIZINET, J. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *J. Appl. Phycol.*, 10: 215-224
- KRAMMER, K. y LANGE-BERTALOT, H. 1986–1991. Bacillariophyceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, vol. 1-5. Fischer-Verlag, Stuttgart
- LECOINTE, C.; COSTE, M. y PRYGIEL, J. 1993. «OMNIDIA» software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269: 509-513
- LECOINTE, C.; COSTE, M. y PRYGIEL, J. 2003. OMNIDIA 3.2 Diatom Index Software Including Diatom Database with Taxonomic Names, References and Codes of 11,643 Diatom Taxa
- PARDO, I.; ÁLVAREZ, M.; DELGADO, C.; GARCÍA, L. y LUCENA, P. 2007. *Implementación de la DMA en Baleares: evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua epicontinentales utilizando indicadores e índices biológicos. Tomo I: Torrentes (Informe Técnico)*. Universidad de Vigo. 302 pp
- RAVEN, P.J.; HOLMES, T.H.; DAWSON, F.J.H.; FOX, P.J.A.; EVERAD, M.; FOZZARD, I.R. y ROUEN, K.J. 1998. River Habitat Survey, the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. *River Habitat Survey* No. 2, May 1998. The Environment Agency, Bristol, 86 pp
- RENBERG, I. 1990. A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores. *J. Paleolimnol.*, 4: 87-90
- VAN DE BUND, W.J.. 2009. *Water Framework Directive intercalibration technical report - Part 1: Rivers*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg
- WALLIN, M.; WIEDERHOLM, T. y JOHNSON, R.K. 2003. *Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters*. Produced by CIS Working Group 2.3 - REFCOND. Available via the internet at http://www-nrciws.slu.se/REFCOND/7th_REFCOND_final.pdf