

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

J. L. Moreno*, C. Navarro y J. De las Heras

Centro Regional de Estudios del Agua (CREA), Ctra. de las Peñas, km 3, Albacete, 02071.

* Autor responsable de la correspondencia: jlmoreno@prov-ab.uclm.es

RESUMEN

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

La Directiva Marco del Agua contempla la evaluación del estado ecológico mediante el uso de indicadores biológicos, entre ellos la flora acuática. Para ello, de manera novedosa en un ámbito europeo, se ha creado un índice trófico de vegetación acuática con resolución taxonómica de género, y que incluye a su vez diversos grupos de autótrofos acuáticos. El índice, denominado IVAM (Índice de Vegetación Acuática Macroscópica), considera tanto macrófitos como micrófitos, incluyendo briófitos, pteridófitos, algas y fanerógamas, siempre y cuando constituyan formas de vida macroscópicas visibles a simple vista. Se presentan dos versiones según la resolución taxonómica máxima alcanzada: IVAM-G (género) e IVAM-B (baja resolución). Así, partiendo de 141 muestras de vegetación acuática recolectadas en 106 tramos de ríos de Castilla-La Mancha durante el período 2001-2003 (cuencas de los ríos Tajo, Guadiana, Júcar, Segura y Guadalquivir), y las concentraciones de amonio y fosfato medidas, se han calculado los valores de tolerancia (puntuaciones) y de amplitud ecológica (valor indicador) para los taxones recolectados. La respuesta a la eutrofización del IVAM-G en Castilla-La Mancha fue superior a la de otros índices de calidad de vegetación acuática testados (IVAM-B, IM), y similar o incluso superior a la obtenida por otros índices tróficos de vegetación acuática de resolución específica utilizados en otros países europeos (GIS, MTR). Ello indica una clara ventaja del IVAM en la evaluación del estado trófico de los ríos en comparación con otros índices que requieren para su aplicación un mayor esfuerzo (tiempo y coste) y un mayor grado de especialización.

Palabras clave: Vegetación acuática, río, estado trófico, calidad del agua, índice biótico, Directiva Marco del Agua, Castilla-La Mancha, España.

ABSTRACT

Proposal of an Aquatic Vegetation Index (IVAM) for assessing the trophic status of the Castilla-La Mancha rivers: A comparison with either indexes

The Water Framework Directive proposes the evaluation of the ecological status through biological indicators, among them the aquatic flora. In order to do that, as a novelty in a European context, a new trophic index for aquatic vegetation at the genus taxonomic resolution was created, that also includes diverse aquatic autotrophic groups. The index is called IVAM (Macroscopic Aquatic Vegetation Index), and takes into account macrophytes as well as microphytes, including briophytes, pteridophytes, algae and phanerogams, as long as they are macroscopic life forms distinguishable to the naked eye. Two versions are presented according to taxonomic resolution: IVAM-G (genus) and IVAM-B (low taxonomic resolution). Thus, from 141 samples of aquatic vegetation collected in 106 stream stretches during the years 2001-2003 (basins of the rivers Tajo, Guadiana, Júcar, Segura, and Guadalquivir), and the phosphate and ammonium concentrations measured, tolerance scores and ecological breath were calculated for the collected taxa. The IVAM-G version showed a higher response to eutrophication versus other quality indices (IVAM-B, IM) and similar or even better response to other aquatic vegetation trophic indices at the species level of taxonomic resolution (GIS, MTR) used in other European countries. This indicates a clear advantage in using the IVAM for river's trophic status evaluation, when compared to other indices that require both a high effort (time and cost) and a higher level of specialisation.

Keywords: Aquatic vegetation, river, trophic status, water quality, biotic index, Water Framework Directive, Castilla-La Mancha, Spain.

INTRODUCCIÓN

La Directiva Marco del Agua (DMA, Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo), contempla la flora acuática, junto con los invertebrados bentónicos y los peces, como un indicador biológico necesario para evaluar el estado ecológico de los ríos. La flora acuática comprende una amplia variedad de organismos microscópicos y macroscópicos, pertenecientes a grupos taxonómicos tan diferentes como las algas, los briófitos, los pteridófitos o las fanerógamas. Estos grupos han sido utilizados independientemente o en combinación para evaluar el estado trófico de una masa de agua. Desde hace dos décadas, en Europa se vienen utilizando los macrófitos acuáticos para evaluar la calidad del agua, comprobándose, en concreto, la utilidad de los índices tróficos basados en macrófitos en la evaluación del estado trófico de los ríos (Thiebaut *et al.*, 2002). Sin embargo, son las micrófitos, y en concreto las diatomeas, el grupo de flora acuática más utilizado actualmente como bioindicador para la evaluación del estado ecológico de los ríos ibéricos, a través del cálculo de diversos índices europeos (p. e. IPS, CEMAGREF, 1982; IBD, Prygiel et Coste, 1999). Dichos índices tienen el inconveniente de requerir una formación muy especializada para su aplicación, ya que se necesita realizar una determinación específica de los organismos.

Antes del diseño de un índice biótico, se plantean dos preguntas básicas: el grupo de organismos a utilizar y la resolución taxonómica a alcanzar. El uso de índices bióticos para evaluar la calidad del agua requiere la adopción de metodologías que sean de fácil aplicación por parte de gestores y personal no especialista, lo que ha conducido a la creciente popularidad de índices bióticos basados en niveles taxonómicos superiores al específico, tales como género o familia. Un ejemplo es el uso generalizado de índices de macroinvertebrados bentónicos tales como el denominado IBMWP (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor *et al.*, 2002), que requiere una resolución taxonómica a nivel de familia, con resultados satisfactorios y ampliamente aceptado en España por la comunidad cientí-

fica y gestora. La idea de asignar a un género de macroalgas un valor de tolerancia a la carga de nutrientes (eutrofización, estado trófico) ya ha sido contemplada en la elaboración de algunos índices tróficos (p.ej. Dawson *et al.*, 1999; Dell'Uomo, 1991; Haury *et al.*, 1996), aunque para aplicar dichos índices es necesario la determinación específica de la mayoría de táxones. Incluso se han probado índices genéricos de diatomeas (GDI, Coste y Ayphassorho, 1991) con resultados satisfactorios en algunas ocasiones (Elo-ranta & Kwandrans, 1996).

En Europa vienen siendo aplicados varios índices que utilizan los macrófitos acuáticos como indicadores del estado trófico de los ríos. Entre ellos, destacan: Mean Trophic Rank (MTR, Dawson *et al.*, 1999; Holmes *et al.*, 1999) en Reino Unido, Trophic Index of Macrophytes (TIM, Schneider & Melzer, 2003) en Alemania, y el Indice Biologique Macrophytique en Rivières (IBMR, AFNOR, 2003; Haury *et al.*, 2000) junto con su antecesor el Scientific Group GIS Index (GIS, Haury *et al.*, 1996; Haury *et al.*, 2000) en Francia. Excepto el TIM, donde el nivel de determinación taxonómica exigido es el específico, los otros dos índices utilizan principalmente dos niveles de resolución: genérico y específico para algas, y específico para fanerógamas, briófitos y pteridófitos. Por tanto, la aportación de un nuevo índice genérico de vegetación acuática macroscópica que incluye a su vez varios tipos de autótrofos, justifica en sí misma su utilidad, ya que para la aplicación de los índices actualmente existentes en Europa siempre es necesaria la determinación específica de los organismos.

En el presente trabajo, se ha optado por crear un índice que pueda ser aplicado con diferente grado de resolución taxonómica, y que al mismo tiempo sirva para analizar la influencia de dicha resolución en la evaluación del estado trófico: el denominado IVAM-G (Índice de Vegetación Acuática Macroscópica-Género), con una resolución máxima de género y el IVAM-B (Índice de Vegetación Acuática Macroscópica-Baja resolución), donde los géneros se agrupan en unidades taxonómicas de menor resolución (hasta familia), incluso en formas de crecimiento para facilitar su aplicación directamente en el

gico de los ríos castellano-manchegos por medio de indicadores biológicos (vegetación acuática, macroinvertebrados y peces), en aplicación de la DMA. El área de estudio comprende las 5 cuencas principales en la Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha: Tajo (T), Guadiana (G), Júcar (J), Segura (S) y Guadalquivir (Q). Los ríos estudiados corresponden a los cuatro ecotipos fluviales principales existentes en Castilla-La Mancha (Moreno *et al.*, 2006), obtenidos a partir de características fisiográficas como la morfometría de las cuencas, litología, clima, relieve, etc. Estos ecotipos fueron creados a partir de una red de control básica de 152 puntos: cabeceras calcáreas (CC), cabeceras y tramos medios silíceos (CMS), tramos medios en valles sedimentarios detríticos (MSD) y los ejes de grandes ríos (EGR) (Fig. 1). De estos 152 puntos, se seleccionaron un total de 106, para los cuales se dispone de datos vegetación acuática. El período de muestreo abarcó los años 2001-2003, durante el cual algunos tramos fueron visitados en varias estaciones (primavera, verano y otoño), lo que supuso un total de 141 muestras recogidas, y siendo el verano la estación con mayor número de muestras. En los cuatro ecotipos fluviales se registraron una amplia variedad de impactos, como son la agricultura, ganadería, canalizaciones, regulación de caudales y vertidos urbanos e industriales, de forma que el presente índice ha sido aplicado en tramos con diferente grado de intervención humana.

Análisis químicos

Tanto para el análisis de amonio (N-NH_4^+), fosfato (P-PO_4^{-3}), nitrito (N-NO_2^-) y nitrato (N-NO_3^-), se han utilizado los métodos fotométricos proporcionados por los kits analíticos Merck Spectroquant[®], que proporcionan los siguientes límites de detección: 0.01 mg/l para P-PO_4^{-3} , 0.01 mg/l para el N-NH_4^+ , 0.005 mg/l para N-NO_2^- y 0.01 mg/l para el N-NO_3^- . Por otra parte, dado que no siempre se midieron todos los parámetros físico-químicos en cada ocasión, no se dispuso de valores de amonio y fosfato simultáneamente en los 106 tramos, de forma que el índice se ha cons-

truido con un total de 73 valores de concentración de amonio y 62 de fosfato.

Organismos y resolución taxonómica

Se ha optado por una resolución taxonómica máxima a nivel genérico, en un compromiso entre el pragmatismo necesario para su uso eficaz por personal no especialista, y la validez como una herramienta capaz de discriminar entre diferentes grados de estado trófico. En cuanto al grupo de organismos a utilizar, se han elegido los autótrofos visibles a simple vista (organismos macroscópicos, o microorganismos que se agrupan en formas macroscópicas), diferenciables entre sí en el campo y sin necesidad de un conocimiento taxonómico profundo. Los grupos incluyen a cualquier tipo de productor primario sumergido o flotante (hidrófitos), ya sean vegetales criptógamas (algas, briófitos, pteridófitos) o fanerógamas. Por ello, el índice propuesto en su versión IVAM-B, trata de agrupar los diferentes táxones en formas biológicas distinguibles en el campo, de manera que facilita la obtención de su valor directamente *in situ*. Este sentido práctico es el que igualmente ha primado al incluir en el índice niveles taxonómicos superiores como musgos y hepáticas, o formas de crecimiento de las fanerógamas como batráquidos, elodeidos, parvopotámidos, etc. (según Den Hartog & Van der Velde, 1988). Por otra parte, para suplir la escasez de fanerógamas hidrófitas tanto en tramos de cabecera como en tramos bajos muy contaminados, por razones de sustrato, sombra o contaminación grave, se han incluido las algas y los briófitos, organismos que sí proliferan en dichos hábitats.

Casi todos los géneros de algas contempladas en el presente índice se consideran micrófitos (según Margalef, 1983, productores primarios que presentan capacidad de transporte de sustancias de unos pocos centímetros) pero pueden formar colonias macroscópicas filamentosas, laminares o esféricas distinguibles en el campo a simple vista. Estas colonias, constituidas por una o más especies de algas, corresponden a las formas de vida denominadas plocon y pecton (Margalef, 1983). En cuanto a los macrófitos (según

Tabla 1. IVAM-G. Puntuaciones (vt) y valor indicador (vi) para cada taxón considerado en el IVAM-G. *IVAM-G scores (vt) and indicator values (vi) for each taxa considered in the IVAM-G.*

| | COD | vt | vi | | COD | vt | vi |
|------------------------|-----|----|-----|----------------------|-----|----|-----|
| Algas | | | | <i>Microspora</i> | MIR | 6 | 2 |
| <i>Cyanophyta</i> | | | | <i>Hydrodictyon</i> | HYD | 2 | 1 |
| <i>Nostoc</i> | NOS | 6 | 2 | <i>Spirogyra</i> | SPI | 2 | 1 |
| <i>Anabaena</i> | ANA | 8 | 2.5 | <i>Zygnema</i> | ZYG | 8 | 2.5 |
| <i>Cylindrospermum</i> | CYL | 8 | 2.5 | <i>Mougeotia</i> | MOU | 4 | 1.5 |
| <i>Nodularia</i> | NOD | 8 | 2.5 | <i>Chaetophora</i> | CHA | 8 | 2.5 |
| <i>Scytonema</i> | SCY | 8 | 2.5 | <i>Draparnaldia</i> | DRA | 8 | 2.5 |
| <i>Tolypothrix</i> | TOL | 6 | 2 | <i>Stigeoclonium</i> | STI | 2 | 1 |
| <i>Plectonema</i> | PLE | 6 | 2 | <i>Oedogonium</i> | OED | 2 | 1 |
| <i>Rivularia</i> | RIV | 6 | 2 | <i>Chara</i> | CHR | 4 | 1.5 |
| <i>Oscillatoria</i> | OSC | 2 | 1 | <i>Nitella</i> | NIT | 8 | 2.5 |
| <i>Lyngbya</i> | LYN | 2 | 1 | Briófitos | | | |
| <i>Microcoleus</i> | MIC | 8 | 2.5 | <i>Musgos</i> | MUS | 6 | 2 |
| <i>Phormidium</i> | PHO | 8 | 2.5 | <i>Hepáticas</i> | HEP | 8 | 2.5 |
| <i>Schizothrix</i> | SCH | 8 | 2.5 | Pteridófitos | | | |
| <i>Arthonema</i> | ART | 4 | 1.5 | <i>Azolla</i> | AZO | 4 | 1.5 |
| <i>Rhodophyta</i> | | | | Fanerógamas | | | |
| <i>Batrachospermum</i> | BAT | 6 | 2 | <i>Potamogeton</i> | POT | 2 | 1 |
| <i>Audouinella</i> | AUD | 4 | 1.5 | <i>Zannichellia</i> | ZAN | 6 | 2 |
| <i>Lemanea</i> | LEM | 6 | 2 | <i>Nuphar</i> | NUP | 6 | 2 |
| <i>Hildenbrandia</i> | HIL | 6 | 2 | <i>Ruppia</i> | RUP | 6 | 2 |
| <i>Xanthophyceae</i> | | | | <i>Ranunculus</i> | RAN | 6 | 2 |
| <i>Vaucheria</i> | VAU | 4 | 1.5 | <i>Callitriche</i> | CAL | 6 | 2 |
| <i>Tribonema</i> | TRI | 8 | 1.5 | <i>Ceratophyllum</i> | CER | 4 | 1.5 |
| <i>Clorophyta</i> | | | | <i>Lemna</i> | LEA | 2 | 1 |
| <i>Ulothrix</i> | ULO | 8 | 2.5 | <i>Myriophyllum</i> | MYR | 4 | 1.5 |
| <i>Monostroma</i> | MON | 6 | 2 | <i>Rorippa</i> | ROR | 4 | 1.5 |
| <i>Tetraspora</i> | TET | 8 | 2.5 | <i>Apium</i> | API | 4 | 1.5 |
| <i>Cladophora</i> | CLA | 2 | 1 | <i>Berula</i> | BER | 4 | 1.5 |
| <i>Rhizoclonium</i> | RHI | 2 | 1 | <i>Veronica</i> | VER | 4 | 1.5 |

Margalef, 1983, productores primarios que presentan capacidad de transporte de sustancias de más de 10 centímetros), se incluyen las siguientes formas de vida o tipos biológicos: plantas completamente sumergidas y con uso exclusivo del carbono inorgánico del agua (limnófitos), plantas errantes con o sin raíces (pleustófitos), plantas enraizadas en el sustrato con hojas emergentes que utilizan carbono inorgánico del aire (anfífitos), y por último, algunos vegetales marginales con fases limnófitas (helófitos perennes sumergidos). Dentro de estos cuatro tipos principales de vegetación macrofítica, se han distinguido a su vez subtipos que corresponden a formas de cre-

cimiento según la clasificación de Den Hartog & Van der Velde (1988).

Descripción del índice

Obtención de las puntuaciones

Las puntuaciones o *valores de tolerancia (vt)* asignados a cada taxón se han obtenido a partir de los valores máximos de concentración de fosfato y amonio disueltos medidos en los tramos donde habitan (Tabla 1). Estos dos nutrientes han sido considerados los más apropiados para evaluar la eutrofización de los ríos por medio de índi-

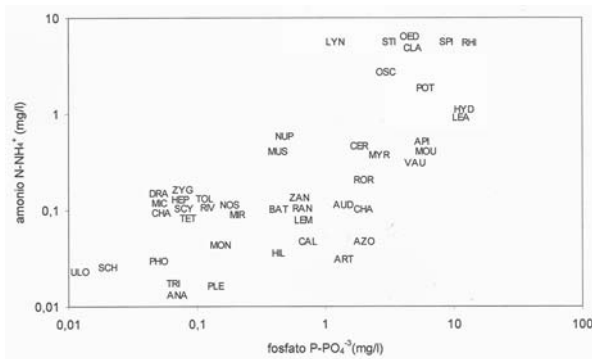


Figura 2. Valores máximos de fosfato y amonio para los taxones estudiados. *Maximum values of phosphate and ammonium for the studied taxa.*

ces bióticos de vegetación acuática (Haury *et al.*, 2000; Schneider y Melzer, 2003). En consonancia con otros índices (Caffrey, 1986; Dell'Uomo,

1991; Sládeček, 1973), se establecieron cuatro niveles de estado trófico, y los valores de tolerancia para dichos niveles se fijaron en 2, 4, 6 y 8, de forma que mayores puntuaciones corresponden a géneros sensibles a la contaminación (aguas oligotróficas) y las menores puntuaciones a táxones propios de aguas contaminadas (eutróficas). Estos cuatro valores corresponden a cuatro rangos de concentración de nutrientes medidos en la región de Castilla-La Mancha, que a su vez identifican a 4 grupos de táxones indicadores (Fig. 2, Tabla 1):

- Táxones del Grupo I ($vt = 8$): $P-PO_4^{-3} < 0.1$ mg/l, $N-NH_4^+ < 0.2$ mg/l
- Táxones del Grupo II ($vt = 6$): $P-PO_4^{-3}$ 1-0.1 mg/l, $N-NH_4^+ < 1$ mg/l
- Táxones del Grupo III ($vt = 4$): $P-PO_4^{-3} > 1$ mg/l, $N-NH_4^+ < 1$ mg/l

Tabla 2. IVAM-B. Puntuaciones (vt) y valor indicador (vi) para cada taxón considerado en el IVAM-B. *IVAM-B scores (vt) and indicator values (vi) for each taxa considered in the IVAM-B.*

| Grupos IVAM-B | Géneros incluidos | vt | vi |
|-------------------------------|--|-----|-----|
| Musgos | todos los géneros | 6 | 2 |
| Hepáticas | todos los géneros | 8 | 2.5 |
| Nostocaceae | <i>Nostoc</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Cylindrospermum</i> , <i>Nodularia</i> | 7.5 | 2.4 |
| Scytonemaceae | <i>Scytonema</i> , <i>Tolypothrix</i> , <i>Plectonema</i> | 6.7 | 2.2 |
| Rivulariaceae | <i>Rivularia</i> , <i>Calothrix</i> | 6 | 2 |
| Oscillatoriales | <i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Microcoleus</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Schizothrix</i> | 5.6 | 1.9 |
| Rhodophyta | <i>Audouinella</i> , <i>Batrachospermum</i> , <i>Lemanea</i> , <i>Hildenbrandia</i> | 5.5 | 1.9 |
| Xanthophyceae | <i>Vaucheria</i> , <i>Tribonema</i> | 6 | 2 |
| Ulothricales | <i>Ulothrix</i> | 8 | 2.5 |
| Ulvaes | <i>Monostroma</i> | 6 | 2 |
| Cladophorales | <i>Cladophora</i> , <i>Rhizoclonium</i> | 2 | 1 |
| Chaetophorales | <i>Chaetophora</i> , <i>Stigeoclonium</i> , <i>Draparnaldia</i> | 6 | 2 |
| Oedogoniales | <i>Oedogonium</i> | 2 | 1 |
| Tetrasporales | <i>Tetraspora</i> | 8 | 2.5 |
| Sphaeropleales | <i>Microspora</i> | 6 | 2 |
| Chlorococcales | <i>Hydrodictyon</i> | 2 | 1 |
| Zygnematales | <i>Zygnema</i> , <i>Spirogyra</i> , <i>Mougeotia</i> | 4.7 | 1.7 |
| Charales | <i>Chara</i> , <i>Nitella</i> | 6 | 2 |
| Elodeidos, Parvopotámidos, | | | |
| Magnopotámidos, Ninfeidos | <i>Potamogeton</i> , <i>Zannichellia</i> , <i>Ruppia</i> , <i>Nuphar</i> | 4 | 1.5 |
| Batráquidos | <i>Ranunculus</i> | 6 | 2 |
| Péplidos | <i>Callitriche</i> | 6 | 2 |
| Ceratofílicos | <i>Ceratophyllum</i> | 4 | 1.5 |
| Lémnidos | <i>Lemna</i> , <i>Azolla</i> | 3 | 1.5 |
| Miriófilidos | <i>Myriophyllum</i> | 4 | 1.5 |
| Helófitos perennes sumergidos | <i>Rorippa</i> , <i>Apium</i> , <i>Berula</i> , <i>Veronica</i> | 4 | 1.5 |

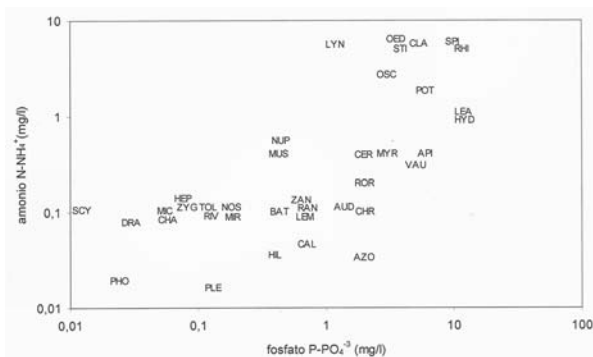


Figura 3. Rango (máx-mín) de valores de fosfato y amonio para los taxones estudiados. Range (max-min) of phosphate and ammonium values for the studied taxa.

- Táxones del Grupo IV ($vt = 2$): $P-PO_4^{-3} > 1$ mg/l, $N-NH_4^+ > 1$ mg/l

El *valor indicador* (vi) asignado a cada taxón se ha calculado representando gráficamente el rango medido para ambos nutrientes (rango = $x_{max} - x_{min}$), de forma que representa la amplitud trófica o eutricidad de los táxones (Fig. 3). Este valor oscila entre 1 y 2.5, siendo mayor su valor cuanto más estrecho es su rango de condiciones tróficas. De la misma forma que para el valor de tolerancia, se definieron 4 rangos de valores de nutrientes correspondientes a cuatro valores:

- $vi = 1.0$: $P-PO_4^{-3} > 1$ mg/l, $N-NH_4^+ > 1$ mg/l
- $vi = 1.5$: $P-PO_4^{-3} > 1$ mg/l, $N-NH_4^+ < 1$ mg/l
- $vi = 2.0$: $P-PO_4^{-3} 1-0.2$ mg/l, $N-NH_4^+ < 1$ mg/l
- $vi = 2.5$: $P-PO_4^{-3} < 0.2$ mg/l, $N-NH_4^+ < 1$ mg/l

En todos los casos, los taxones típicos de aguas oligotróficas presentaron un rango estrecho en la concentración de nutrientes y por tanto se trata de buenos indicadores, mientras que los taxones propios de aguas eutróficas presentaron los rangos más amplios (tolerantes y cosmopolitas). En cuanto a la versión del índice IVAM-B, las puntuaciones se obtuvieron calculando el valor medio de tolerancia de los taxones que contiene cada grupo. Asimismo, el valor indicador de cada grupo taxonómico se obtuvo calculando el valor medio de los taxones incluidos en el grupo (Tabla 2).

Cálculo del índice

Basado en las propuestas de Haury *et al.*, (2000) y Schneider & Melzer (2003), el cálculo del índice se realiza aplicando la siguiente fórmula:

$$IVAM = \sum vi_i * c_i * vt_i / \sum vi_i * c_i \quad (1)$$

donde vi_i es el valor indicador del taxón i que oscila entre 1 y 2.5; c_i es el valor de cobertura del taxón i , representado por tres valores: 1 =< 5 %, 2 = 5-50 % y 3 => 50 %; y vt_i el valor de tolerancia del taxón i , que varía entre 2 y 8.

Rangos de calidad

Con la idea de crear cinco clases de calidad similares a las definidas en la Directiva Marco del Agua, se han fijado los correspondientes intervalos de calidad (estado trófico) de las dos versiones del índice para Castilla-La Mancha y en particular para cada ecotipo fluvial. Para ello, de los 141 puntos de la red de control básica, se han seleccionado los tramos que podrían considerarse mínimamente impactados ($P-PO_4^{-3} < 0.05$ mg/l, $N-NH_4^+ < 0.5$ mg/l; $n = 22$). Los intervalos se han obtenido calculando el percentil 75 como valor mínimo de la clase I, y a continuación, tras restarle la menor puntuación posible en tramos con presencia de vegetación acuática (2), el intervalo resultante se dividió por 3 para obtener los límites entre el resto de clases. La clase V (< 2) se reservó para el caso de ausencia total de vegetación acuática sumergida. Así, se pueden definir los siguientes estados o clases de calidad en relación a los táxones indicadores presentes:

- Clase I: muy buena, presentes táxones de los Grupos I y II (vt : 6 y 8).
- Clase II: buena, presentes táxones de los Grupos II y III (vt : 4 y 6).
- Clase III: moderada, presentes táxones de los Grupos III y IV (vt : 2 y 4).
- Clase IV: deficiente, presentes únicamente táxones del Grupo IV (vt : 2).
- Clase V: mala, sin vegetación acuática, solo heterótrofos.

Tabla 3. Índice de Macrófitos (IM) de la cuenca del río Segura (tomado de Suárez *et al.*, 2005). a) Táxones considerados y valores de tolerancia. b) Rangos de calidad. Nota: Aunque estén presentes varios táxones de la misma línea en un tramo, puntuarán como un único taxón. *Macrophyte Index (IM) for the Segura River basin (from Suárez et al., 2005). a) Taxa taken into account and tolerance values. b) Quality ranges. Note: Even though more than one taxon belonging to the same line of a given stretch may be present in a stream, they will be considered as a single taxon.*

a)

| Índice de Macrófitos (IM) | Cobertura % | | | |
|---|----------------------------|-----|------|------|
| | Táxones/Grupos Funcionales | < 5 | 5-50 | > 50 |
| Musgos, Hepáticas | | | | |
| Rodofíceas: (p.e. <i>Batrachospermum</i>) | 9 | 10 | 8 | |
| <i>Nostoc</i> , Rivulariáceas, Chaetophorales | | | | |
| <i>Potamogeton</i> (excepto <i>P. pectinatus</i>) | | | | |
| <i>Zannichellia</i> | | | | |
| <i>Ruppia</i> | 6 | 7 | 5 | |
| Charales | | | | |
| Clorofíceas filamentosas | | | | |
| <i>Nasturtium</i> , <i>Apium</i> , <i>Veronica</i> | | | | |
| Xantophyceas: (<i>Vaucheria</i>) | | | | |
| Zygnematales | | | | |
| Tapetes continuos de perifiton pardo-amarillento de diatomeas | 3 | 4 | 2 | |
| Clorofíceas incrustantes (Epilíton) | | | | |
| Oscillatoriales | | | | |
| <i>Cladophora</i> | | | | |
| <i>Enteromorpha</i> | 1 | 2 | 0 | |
| <i>Potamogeton pectinatus</i> | | | | |
| <i>Lemma</i> | | | | |

b)

| Clases | Rango | Calidad |
|--------|-------|------------------|
| I | > 30 | Muy buena |
| II | 21-30 | Buena |
| III | 13-20 | Algo contaminada |
| IV | 5-12 | Contaminada |
| V | < 5 | Muy contaminada |

Protocolo de aplicación

En el Apéndice I se describen los pasos necesarios para obtener el valor del índice.

Análisis estadísticos

Se han realizado correlaciones de Spearman (las variables no se ajustan a una distribución normal después de la correspondiente transformación)

entre los valores obtenidos del IVAM y otros parámetros ambientales indicadores del estado trófico, como son la concentración de nutrientes o los valores de otros índices bióticos. Para detectar diferencias entre los valores que toma el índice en las diferentes ecorregiones o ecotipos fluviales, y tras comprobar la homogeneidad de varianzas, se han realizado análisis de la varianza (ANOVA). Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico STATISTICA 5.5 (StatSoft Inc., 1999).

Comparación con otros índices de calidad

En cuanto a otros índices tróficos de macrófitos utilizados en Europa (TIM, IBMR, MTR, GIS), no se pudo calcular su valor para la zona de estudio, dado que requiere la determinación específica de la mayoría de los taxones. Tan solo se ha podido calcular un índice de vegetación acuática recientemente aplicado en la cuenca del Segura, denominado índice de macrófitos (IM, Suárez *et al.*, 2005; Tabla 3). Se trata de un índice de naturaleza aditiva y se obtiene sumando los valores de tolerancia asignados a ciertos grupos taxonómicos presentes en dicha cuenca. Dichos valores oscilan entre 0 y 10, siendo los taxones más sensibles los que mayor valor de tolerancia alcanzan. Los grupos taxonómicos considerados en el IM incluyen géneros, órdenes, familias, clases e incluso algunos grupos funcionales. A pesar de que muchos de los géneros que aparecen en Castilla-La Mancha no se encuentran recogidos en los grupos taxonómicos considerados por el IM, se ha calculado su valor de igual forma que se ha calculado el IVAM-B, es decir, asignando los géneros a los grupos propios del IM. Sin embargo, mientras el IVAM ha sido obtenido exclusivamente a partir de los valores de concentración de fosfato y amonio, las puntuaciones del IM fueron obtenidas mediante una ponderación de varios criterios, mayormente a partir de referencias bibliográficas tanto locales como de otros países (Suárez *et al.*, 2005).

Al mismo tiempo que se realizaron los muestreos de vegetación acuática, y como parte de un estudio más amplio, se tomaron muestras de macroinvertebrados. Se calculó el índice de

Tabla 4. Número de observaciones, valores medios, desviación típica y rango del IVAM para cada ecotipo fluvial en Castilla-La Mancha. Las letras de los superíndices indican las diferencias entre ecotipos (ver texto), según los resultados del análisis de la varianza. Ver texto para los códigos de los índices. *Number of observations, mean values, standard deviation, and range of IVAM for each Castilla-La Mancha fluvial ecotype.. Superscript letters refer to differences between ecotypes (see text) according to analysis of variance. See text for the index codes.*

| Ecotipo | código | n | IVAM-G | | | | IVAM-B | | | |
|---|--------|-----|--------|------|------|------|--------|------|------|------|
| | | | media | SD | mín | máx | media | SD | mín | máx |
| Ejes grandes ríos ^{bc} | EGR | 14 | 3.36 | 1.46 | 0.00 | 5.57 | 4.11 | 1.57 | 0.00 | 6.11 |
| Cabeceras calcáreas ^{ad} | CC | 48 | 5.06 | 0.95 | 2.00 | 6.48 | 5.90 | 0.76 | 3.64 | 7.13 |
| Cabeceras y tramos medios silíceos ^a | CMS | 38 | 4.55 | 1.43 | 2.00 | 6.90 | 5.73 | 1.06 | 2.00 | 7.76 |
| Tramos medios sedimentarios detríticos ^b | MSD | 41 | 4.07 | 1.50 | 0.00 | 6.31 | 5.46 | 1.32 | 0.00 | 7.26 |
| Castilla-La Mancha | CLM | 141 | 4.47 | 1.41 | 0.00 | 6.90 | 5.55 | 1.22 | 0.00 | 7.76 |

macroinvertebrados bentónicos (IBMWP, Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor *et al.*, 2002), que se obtiene, al igual que el IM, de forma aditiva a partir de la suma de los valores de tolerancia asignados a las familias presentes, valores que oscilan entre 1 y 10, correspondiendo la máxima puntuación a los táxones más sensibles a la contaminación.

RESULTADOS

El IVAM en Castilla-La Mancha

Los valores medios del índice IVAM para cada ecotipo fluvial de Castilla-La Mancha, y los globales para la región, se presentan en la Tabla 4. El análisis de la varianza ha detectado diferencias significativas entre los valores del IVAM de los cuatro ecotipos fluviales (IVAM-G: $F_{3,137} = 7.92$, $p < 0.001$; IVAM-B: $F_{3,137} = 9.79$, $p < 0.001$). Según el test de Tukey, los ejes de grandes ríos (EGR), que corresponden a los tramos de mayor orden del Tajo y Guadiana, presentaron valores del IVAM-G significativamente menores que las cabeceras calcáreas (CC) y los ríos sobre litologías silíceas (CMS), debido a una mayor presión antrópica en los valles. Asimismo, los tramos medios sedimentarios detríticos (MSD) presentaron, a su vez, valores significativamente menores que las cabeceras calcáreas. Sin embargo, solamente hubo diferencias significativas del IVAM-B entre los ejes de grandes ríos y el resto de ecotipos.

Los valores máximos absolutos del IVAM se han registrado en tramos de cabecera silíceos, tanto de la cuenca del Guadiana (ríos Estena y Bullaque) como del Tajo (ríos Jarama y Cabrillas), mientras que los peores tramos se registraron en los ejes de grandes ríos (río Tajo) y tramos medios sedimentarios (río Valdemembra, cuenca del río Júcar). Por otra parte, los valores alcanzados por la versión del índice con menor resolución taxonómica (IVAM-B) suelen ser del orden de una unidad mayores que los obtenidos con la versión genérica (IVAM-G). Este hecho obliga a establecer diferentes intervalos de calidad para cada versión del índice, al igual que para los diferentes ecotipos fluviales (Tabla 5). Para ello, se ajustaron los intervalos del IVAM a los ecotipos a partir de tramos poco alterados (ver metodología). Como resultado, se observa que el nivel de exigencia para los ejes de grandes ríos (EGR) y tramos medios sedimentarios detríticos (MSD) es menor que para cabeceras calcáreas (CC) y tramos silíceos (CMS) (Tabla 5).

Respuesta al estado trófico: correlaciones

Como se ha expuesto en el apartado de metodología, el índice IVAM ha sido elaborado a partir de los valores de concentración de amonio y fosfato medidos en Castilla-La Mancha. Para comprobar la respuesta del IVAM-G e IVAM-B al estado trófico, y a su vez compararla con la respuesta de otros índices bióticos (IM e IBMWP), se han calculado las correlaciones con los cuatro nutrientes indicadores del estado tró-

Tabla 5. Clases de calidad del IVAM para Castilla-La Mancha en general (CLM) y para cada ecotipo fluvial en particular (CC, CMS, MSD, EGR). Ver texto para los códigos. *Quality classes of IVAM for Castilla-La Mancha in general (CLM) and for each fluvial ecotype in particular (CC, CMS, MSD, EGR). See text for the codes.*

| Estado | Clase | CLM | | CC | | CMS | | MSD | | EGR | |
|------------|-------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | | IVAM-G | IVAM-B | IVAM-G | IVAM-B | IVAM-G | IVAM-B | IVAM-G | IVAM-B | IVAM-G | IVAM-B |
| Muy bueno | I | > 5.7 | > 6.5 | > 5.7 | > 6.5 | > 6.0 | > 6.9 | > 5.7 | > 6.3 | > 5.5 | > 5.3 |
| Bueno | II | 5.7-4.5 | 6.5-5.0 | 5.7-4.5 | 6.4-5.0 | 6.0-4.5 | 6.9-5.0 | 5.7-4.5 | 6.3-4.9 | 5.5-4.3 | 5.3-4.2 |
| Moderado | III | 4.4-3.2 | 4.9-3.5 | 4.4-3.3 | 4.9-3.5 | 4.4-3.3 | 4.9-3.5 | 4.4-3.2 | 4.8-3.4 | 4.2-3.1 | 4.1-3.1 |
| Deficiente | IV | 3.1-2.0 | 3.4-2.0 | 3.2-2.0 | 3.4-2.0 | 3.2-2.0 | 3.4-2.0 | 3.1-2.0 | 3.4-2.0 | 3.0-2.0 | 3.0-2.0 |
| Malo | V | < 2.0 | < 2.0 | < 2.0 | < 2.0 | < 2.0 | < 2.0 | < 2.0 | < 2.0 | < 2.0 | < 2.0 |

fico medidos en este estudio: nitrato, nitrito, amonio y fosfato (Tabla 6). La versión del índice IVAM-G mostró la mejor respuesta a la eutrofización respecto a los dos índices testados, ya que presentaron las correlaciones más altas con las concentraciones de amonio y fosfato. Los índices de vegetación acuática cuya resolución taxonómica fue menor a la de género (IVAM-B, IM) presentaron las correlaciones más bajas con los nutrientes, lo que indica la importancia de la resolución taxonómica en la evaluación del estado trófico con una mejor precisión. Concretamente, el IM presentó los valores de correlación más bajos con los cuatro nutrientes, destacando una correlación muy débil con la concentración de amonio ($r = -0.24$, $p < 0.05$). En cuanto al índice de invertebrados IBMWP, también dio resultados similares al IVAM-G, aunque destaca la mayor correlación del IBMWP con las formas oxidadas de nitrógeno disueltas (nitrato y nitrito). Estos resultados indican la utilidad tanto de los productores primarios como secundarios en la evaluación del estado trófico.

Calificación del estado trófico: problemas de resolución taxonómica y aditividad

Finalmente, se ha comparado la calificación en clases de calidad de los tramos mediante las dos versiones del IVAM, el índice de macrófitos IM, y el índice de macroinvertebrados IBMWP (Fig. 4), utilizando para ello los intervalos del IVAM calculados para toda la región. Según la DMA, las clases de calidad con las que se califica el estado ecológico de un tramo de río, deben asignarse a partir de la desviación respecto a las condiciones de referencia (cociente EQR) de

determinados índices, generalmente multimétricos (p.e. Hering *et al.*, 2004), y no obtenerlas directamente de aplicar un determinado índice de calidad. Los índices de calidad no dejan de ser una métrica más en la evaluación del estado ecológico de un tramo fluvial, aunque es útil obtener rangos de calidad con diferentes indicadores biológicos (vegetación acuática, macroinvertebrados bentónicos y peces; DMA, anexo V 1.1.1.), de forma que puedan ser comparados entre ellos, analizando su complementariedad y posibles errores de calificación asociados a su forma de obtención.

A la hora de comparar las clases obtenidas por cada índice, ya que no se trata de la clasificación final de estado ecológico exigida por la DMA, sino simplemente de una valoración de la calidad del tramo por cada índice, no debe prestarse demasiada atención a los posibles desajustes entre clases contiguas, sino a las clases extremas, es decir no debe importar mucho si un índice califica un tramo en la clase I y otro en la clase II, o si uno califica como clase IV y otro como III ó V, diferencias que pueden atribuirse a desajustes en la elaboración de los índices. Más relevante es, sin embargo, el caso en que un índice califique un tramo como de calidad buena (clase I ó II) y otro índice lo haga como de calidad mala (clase IV ó V) y viceversa. Esta contradicción indicaría que uno de los dos índices estará calificando erróneamente el tramo en cuestión. Todos los tramos calificados por el IVAM-G como de calidad buena y muy buena (clases I y II) fueron tramos de aguas limpias o de contaminación muy débil, siempre con valores de amonio y fosfato inferiores a 1 mg/l, y con táxones presentes de los Grupos I y II propios de aguas limpias (*vt*: 6 y 8). En

Tabla 6. Valores de correlación de Spearman entre las variables biológicas y fisico-químicas medidas y el índice de vegetación acuática propuesto en sus dos versiones (IVAM-G e IVAM-B). Se indican las correlaciones significativas (* = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$). n = número de observaciones. Ver texto para los códigos de los índices. *Spearman rank correlation values between the biological and physicochemical variables, and the proposed aquatic vegetation index in its two versions (IVAM-G and IVAM-B). Significant correlations are indicated (* = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$). n = number of observations. See text for the index codes.*

| | unidades | n | Índices de Calidad | | | | | | | |
|---------------------------------|----------|-----|--------------------|--------|-------|-------|-------|-----|-------|-----|
| | | | IVAM-G | IVAM-B | IM | IBMWP | | | | |
| IVAM-G | – | 141 | – | – | – | – | – | – | – | – |
| IVAM-B | – | 141 | 0.75 | *** | – | – | – | – | – | – |
| IM | – | 141 | 0.35 | *** | 0.32 | *** | – | – | – | – |
| IBMWP | – | 141 | 0.55 | *** | 0.54 | *** | 0.51 | *** | – | – |
| Riqueza invertebrados | – | 141 | 0.51 | *** | 0.49 | *** | 0.54 | *** | 0.98 | *** |
| Riqueza IVAM-G | – | 141 | 0.45 | *** | 0.36 | *** | 0.79 | *** | 0.57 | *** |
| Riqueza IVAM-B | – | 141 | 0.47 | *** | 0.38 | *** | 0.79 | *** | 0.56 | *** |
| N-NH ₄ ⁺ | mg/l | 73 | –0.55 | *** | –0.41 | *** | –0.24 | * | –0.47 | *** |
| P-PO ₄ ³⁻ | mg/l | 62 | –0.77 | *** | –0.58 | *** | –0.47 | *** | –0.65 | *** |
| N-NO ₃ ⁻ | mg/l | 110 | –0.39 | *** | –0.42 | *** | –0.35 | *** | –0.59 | *** |
| N-NO ₂ ⁻ | mg/l | 84 | –0.63 | *** | –0.58 | *** | –0.47 | *** | –0.72 | *** |

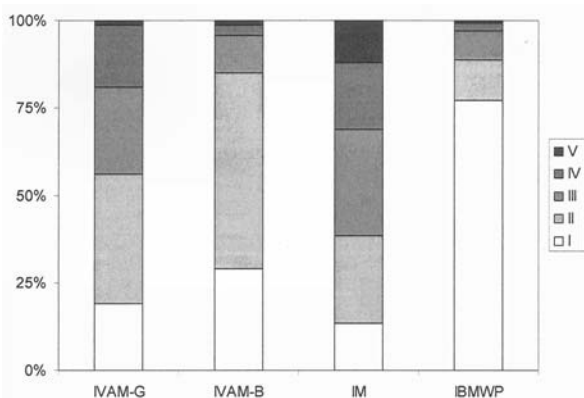


Figura 4. Calificación de los tramos estudiados (porcentajes) en las cinco clases de calidad (I-V) según las dos versiones del IVAM, el índice de macrófitos (IM) y el índice de invertebrados IBMWP. *Qualification of the stream stretches studied (percentages) in the five quality classes (I-V) according the two IVAM versions, the IM index and the invertebrate IBMWP.*

cuanto a los tramos calificados de mala calidad por el IVAM-G (clases IV y V), solamente en 3 casos, se trataba de tramos de buena calidad de acuerdo a los valores de nutrientes (< 1 mg/l de N-NH₄⁺ y/o P-PO₄³⁻, ver metodología); el resto de tramos calificados por el IVAM-G de mala calidad superaron el valor de 1 mg/l en amonio y/o fosfato, y por tanto fueron bien calificados. Estos 3 tramos presentaron únicamente géneros tolerantes con valores de vt de 2 y 4, lo que puede

indicar que están sujetos periódicamente a vertidos aunque en el momento del muestreo las concentraciones de amonio fueran bajas. De hecho, en los tres casos se trata de tramos muy cercanos y aguas abajo de poblaciones. Sin embargo, el efecto de la resolución taxonómica en la calificación errónea de clases de calidad puede comprobarse en el caso del IVAM-B, que, en algunos casos, tiende a sobrestimar las clases más bajas (III y IV) y subestimar las clases más altas (I y II) (Fig. 4). En concreto, 13 tramos de baja calidad (clase IVAM-G IV; valores de amonio y/o fosfato > 1 mg/l) han sido calificados por el IVAM-B como de buena calidad (clase II), debido a que el valor de tolerancia calculado para cada taxón del IVAM-B es el valor medio de los géneros incluidos en él (géneros sensibles y tolerantes) y, si coincide que en el tramo de estudio solo aparecen géneros tolerantes, las puntuaciones de los táxones del IVAM-B estarán sobreestimadas, y por tanto también la calificación final del tramo.

Igualmente, debido tanto a la gran influencia de la riqueza taxonómica en la obtención del índice de macrófitos IM, como a problemas de aditividad, éste índice califica erróneamente 19 tramos de aguas limpias de cabecera (clase I), como tramos de baja calidad (clases IV y V). De forma inversa, el IM califica de buena calidad (clases I y II) a 4 tramos en los que existe una riqueza al-

ta de táxones, aunque se trata exclusivamente de táxones indicadores de mala calidad (*vt*: 2 y 4), mientras el IVAM-G los califica pertenecientes a la clase IV (mala calidad). Ello se debe a que, de forma similar al IBMWP, y a diferencia del IVAM, se trata de índices aditivos que priman la riqueza de táxones sobre el valor indicador, como puede comprobarse por su alta correlación con la riqueza taxonómica ($r_{\text{IBMWP-Riqueza invertebrados}} = 0.98$, $r_{\text{IM-Riqueza IVAM-G}} = 0.79$, $p < 0.001$; Tabla 6). Así, el IBMWP, ha calificado algunos tramos erróneamente. Dicho índice califica de calidad muy buena (clase I) algunos tramos contaminados, en concreto 8 tramos que presentan valores muy altos de nutrientes ($> 1 \text{ mg/l}$), y donde solo existen táxones IVAM tolerantes, de los grupos III y IV (*vt*: 2 y 4). Así, destaca la elevada proporción de tramos de calidad muy buena (clase I) según el índice IBMWP ($> 75\%$), mientras que según el IVAM-G, la proporción de estos tramos se encuentra en torno al 25% (clase I) o al 50% si se considera también la clase II (Fig. 4). Por tanto, el IBMWP, en algunos casos, tiende a sobreestimar las clases intermedias o bajas debido al efecto de aditividad, mientras que el IM, en un mayor número de casos, tiende a sobreestimar las clases bajas y a subestimar las clases más altas, en este caso debido tanto al efecto de aditividad como al de una resolución taxonómica inferior a la genérica. Este último factor es el que también afecta al IVAM-B.

DISCUSIÓN

Ámbito geográfico de aplicación

El IVAM ha sido generado en un área geográfica caracterizada por un clima variado con influencia continental, atlántica y mediterránea (Fernández, 1998), presencia de táxones propios de regiones frías y cálidas, zonas con litologías silíceas (granitos, cuarcitas, pizarras, esquistos, gneis) y calcáreas (calizas, dolomías, margas), así como por incluir un gran número de provincias biogeográficas pertenecientes a la Región Mediterránea (Carpetano-Ibérico-Leonesa, Luso-Extremadurensis, Castellano-Maestrazgo-

Manchega, Catalana-Valenciano-Provenzal, Murciano-Almeriense y Bética; Hidalgo, 1998). Estas diferencias ambientales se han reflejado en cuatro ecotipos fluviales diferentes (Moreno *et al.*, 2006). Sin embargo, el IVAM no ha sido probado en la Región Eurosiberiana, por lo que es conveniente comprobar su respuesta en las zonas norteñas de la península ibérica. De cualquier forma, los géneros contemplados en el IVAM son cosmopolitas, presentes en toda Europa, por lo que puede ser probado en cualquier país europeo. Adicionalmente, hay que destacar que los índices de macrófitos que incluyen las algas, contemplan un número de géneros de algas muy inferior al considerado en el IVAM, donde se han incluido un total de 37 géneros, frente a 1 género en el caso del TIM, 8 géneros en el MTR, 19 en el GIS y 36 en el IBMR. Ello implica, que el IVAM, al incluir un número muy elevado de géneros, facilita su aplicación a un área geográfica más extensa que otros índices de macrófitos existentes. Sin embargo, los valores de tolerancia y el valor indicador de los géneros, puede variar entre diferentes regiones o países.

Respuesta al estado trófico

Los valores de correlación alcanzados con el IVAM, fueron superiores a los alcanzados por otros índices de resolución taxonómica específica, como por ejemplo el MTR en el Reino Unido, ya que ha presentado valores de correlación inferiores al IVAM ($r_{\text{MTR-fosfato}} = -0.384$, $r_{\text{MTR-nitrato}} = -0.423$, $p < 0.01$), e incluso no presentó una correlación significativa con el amonio (Dawson *et al.* 1999). En otro estudio realizado en el noreste de Francia, se analizaron las correlaciones con los nutrientes de dos índices tróficos de macrófitos (MTR y GIS), índices que también utilizan una resolución taxonómica a nivel específico, encontrándose resultados similares, e incluso ligeramente inferiores, a los obtenidos con el índice genérico IVAM: $r_{\text{GIS-fosfato}} = -0.768$, $r_{\text{GIS-amonio}} = -0.681$, $p < 0.001$; $r_{\text{MTR-fosfato}} = -0.567$, $r_{\text{MTR-amonio}} = -0.542$, $p < 0.05$. Aunque no se ha comparado la respuesta en Castilla-La Mancha

de ambos tipos de índices, el hecho de obtener una respuesta similar al estado trófico con índices específicos y genéricos, revela la gran ventaja de utilizar un índice genérico, ya que su obtención es mucho menos costosa, tanto en el tiempo empleado en el laboratorio como en la formación de personal capaz de aplicar los índices. Dawson *et al.* (1999) concluyen que los índices tróficos son herramientas muy útiles en la evaluación del estado trófico de los ríos, y responden mejor que otros índices basados en la riqueza y diversidad de la comunidad macrofítica.

Por otra parte, comparando los resultados del análisis de correlación entre los índices testados en el presente estudio y la concentración de nutrientes con los obtenidos en otras zonas ibéricas, se pueden hacer algunas observaciones. Los valores de correlación encontrados en Castilla-La Mancha entre nutrientes y el IM (Tabla 6) son muy similares a los encontrados en la cuenca del Segura ($r_{\text{IM-amonio}} = -0.289$, $p < 0.05$; $r_{\text{IM-fosfato}} = -0.406$, $p < 0.01$; Suárez *et al.*, 2005), destacando, al igual que ocurre en CLM, la débil respuesta del IM a la concentración de amonio. Sin embargo, destacan las altas correlaciones obtenidas en Castilla-La Mancha entre el IBMWP y las formas oxidadas de nitrógeno (nitrito y nitrato), en comparación con las obtenidas en el área peninsular mediterránea, donde no se encontró correlación significativa con el nitrato, y con el nitrito fue muy débil ($r_{\text{IBMWP-nitrito}} = 0.1584$, $p < 0.05$) (Alba-Tercedor *et al.*, 2005). Sin embargo, en otro estudio de un afluente del Guadalquivir, la cabecera del río Genil, sí se obtuvieron correlaciones significativas y más altas entre el IBMWP y dichos nutrientes ($r_{\text{IBMWP-nitrato}} = -0.47$, $r_{\text{IBMWP-nitrito}} = -0.32$; $p < 0.001$; Zamora-Muñoz *et al.*, 1995). Estas diferencias podrían deberse a que las características geográficas, geológicas y climáticas se reflejan en la diversidad de tipos fisicoquímicos de ríos, y se debe tener especial precaución a la hora de comparar valores de índices entre tipos de ríos diferentes (Dawson *et al.*, 1999; Thiebaut *et al.*, 2002). Por tanto, una tipificación previa de los ríos, según marca la DMA, es recomendable a la hora de ajustar los rangos que finalmente califiquen el estado trófico de los ríos.

Resolución taxonómica y aditividad

Como se ha comprobado, la resolución taxonómica tiene un efecto significativo en el establecimiento de clases de calidad o calificación de un tramo. En primer lugar, la respuesta del IVAM-G a la eutrofización es superior a la de índices de vegetación con una resolución taxonómica inferior (IVAM-B, IM), como se puede comprobar en la tabla de correlaciones (Tabla 6). En comparación con el IVAM-B, el IVAM-G es más restrictivo en la calificación de un tramo, ya que el 80 % de los tramos fueron calificados en tres clases de calidad (I, II y II), mientras el IVAM-B lo hizo en dos (I y II) (Fig. 4). Por ejemplo, en tramos eutróficos de calidad IV según el IVAM-G y la concentración de nutrientes (amonio y/o fosfato > 1 mg/l), la presencia de táxones como Zygnematales u Oscillatoriales que poseen puntuaciones altas por incluir géneros propios de aguas limpias, pueden ser clasificados por el IVAM-B como de alta calidad, a pesar de que los géneros que aparecen (*Spirogyra*, *Oscillatoria*) sean tolerantes y presenten puntuaciones bajas. Otra diferencia entre las dos versiones del IVAM, es que los valores obtenidos para el IVAM-B fueron del orden de una unidad superior al IVAM-G, por lo que no deben utilizarse los mismos intervalos para las dos versiones (Tabla 5).

Por su forma de cálculo, la fidelidad de los valores del IVAM respecto a las clases de calidad es muy alta, es decir, si algún taxón indicador de aguas de buena calidad está presente (Grupos I y II), el valor del IVAM siempre alcanzará al menos la clase de calidad buena (clase II), independientemente de la riqueza taxonómica presente. Como propiedad destacada del IVAM, la presencia de táxones tolerantes más propios de aguas eutróficas (con puntuaciones bajas) en el mismo tramo fluvial, aumenta la riqueza, pero al contrario que los índices aditivos (p.ej. IM), este aumento no implica un aumento paralelo del valor del índice, sino una lógica disminución. Sin embargo, esta disminución está limitada por su forma de cálculo de tal forma que nunca se alcanzarán valores más bajos de calidad (clases IV y V) aunque existan muchos táxones tolerantes. Se puede poner un ejemplo ilustrativo de este efecto

de aditividad. Un tramo eutrófico donde esté presente un cortejo formado por numerosos taxones tolerantes pertenecientes a los Grupos III y IV, sería clasificado según el IM como de calidad “buena” (clase II; Tabla 3) ya que se trata de un índice aditivo que prima la riqueza sobre el valor indicador, mientras el IVAM lo calificaría más fielmente como de calidad “mala” (clase IV), independientemente del número de taxones indicadores de mala calidad presentes. De forma inversa, un tramo de río típico de cabecera con sustrato pedregoso donde se encuentren únicamente Nostocales y Chaetophorales con presencia de géneros propios de aguas de buena calidad como por ejemplo *Rivularia*, *Tolypothrix* y *Chaetophora* (*vt*: 6 y 8), el IVAM en sus dos versiones IVAM-G e IVAM-B, lo calificaría correctamente como tramo de máxima calidad (clase I, “muy buena”) mientras el mencionado IM lo calificaría como de calidad “mala” (clase IV), esta vez por el efecto de una resolución taxonómica inferior a la genérica (ver Tabla 3). Por tanto, la resolución taxonómica (menor de género) y la forma de obtención de un índice (aditividad) influyen decisivamente en su efectividad para la evaluación del estado trófico del sistema. Queda por comprobar las posibles diferencias en la respuesta a la eutrofización entre un índice de vegetación acuática con resolución taxonómica de especie y el IVAM-G en la misma zona geográfica, pero el nivel de resolución taxonómica alcanzado en este estudio no lo ha permitido.

En cuanto al índice de macroinvertebrados IBMWP, se ha comprobado como, en nuestro estudio, tiende a sobrestimar la clase I, calificando de estado muy bueno a algunos tramos que, según el IVAM-G y los niveles de nutrientes medidos (> 1 mg/l), se trataría de tramos eutróficos de menor calidad (clases III y IV). Varias razones podrían explicar estas diferencias. En primer lugar, la respuesta de los autótrofos a la concentración de nutrientes inorgánicos es mayor que en el caso de organismos heterótrofos (Schneider & Melzer, 2003). En segundo lugar, el citado efecto de aditividad, que prima la riqueza taxonómica frente el valor indicador. Especial precaución debe prestarse cuando se utilizan índices aditivos al comparar sitios

con diferentes hábitats y nichos ecológicos. Así, la comunidad invertebrada es muy sensible a la presencia de hábitats heterogéneos (sustratos diversos, corriente variable) (p.e. Pardo *et al.*, 2002), hecho que puede explicar que, en tramos eutróficos de Castilla-La Mancha con gran heterogeneidad de hábitats, pero que presentan valores altos de concentración de amonio y fosfato, acojan una comunidad invertebrada variada de taxones tolerantes, y, por tanto, el IBMWP alcance con facilidad la frontera del valor 61 o 100 (clases II y I, “buena” y “muy buena”). Estos límites ya han sido considerados como bajos en otras ocasiones para ciertos tipos de ríos (Alba-Tercedor *et al.*, 2002; Pardo *et al.*, 2002) y, antes de calificar los tramos en las 5 clases de calidad, sería aconsejable ajustar los rangos de calidad del IBMWP a los ecotipos fluviales de aplicación. En cualquier caso, independientemente de la sobrestimación en la calificación de algunos tramos, la respuesta del IBMWP a la eutrofización en los ríos estudiados ha sido altamente significativa con cualquiera de los cuatro nutrientes.

CONCLUSIONES

Existen claras ventajas que justifican la aplicación del índice IVAM en la evaluación del estado ecológico de los ríos ibéricos: 1) la respuesta del índice genérico IVAM en la evaluación del estado trófico de los ríos castellano-manchegos ha demostrado ser muy adecuada y similar a la alcanzada en otros países por otros índices de resolución específica; 2) el elevado número de géneros incluidos en el IVAM facilita la aplicación en un ámbito geográfico más amplio; 3) no existía hasta el momento, exceptuando el IM, un índice genérico de vegetación acuática de aplicación en ríos que utilice simultáneamente diversas taxocenosis de autótrofos (algas, briófitos, pteridófitos y fanerógamas); 4) el IVAM puede utilizarse como alternativa o conjuntamente con los índices de diatomeas, micrófitos que hasta ahora han sido los únicos bioindicadores autótrofos utilizados en la evaluación de la calidad del agua de los ríos ibéricos, y cuyo uso es también reservado a especialistas por la necesidad de alcanzar un nivel

taxonómico de especie. Por tanto, el IVAM puede ser utilizado, además de en la evaluación del estado trófico, como una métrica más de flora acuática útil para evaluar el estado ecológico de los ríos en aplicación de la Directiva Marco del Agua. Por otra parte, es conveniente el uso del IVAM-G frente a cualquier índice de vegetación acuática de menor resolución taxonómica a la genérica, ya que garantiza una calificación más precisa del estado trófico de los tramos fluviales. Finalmente, las perspectivas futuras de aplicación del IVAM pasan por probar su respuesta a la eutrofización en la Región Eurosiberiana peninsular, y además, para una misma zona geográfica, comparar los resultados obtenidos por el IVAM con otros índices europeos de macrófitos que operan a nivel de especie, así como con los índices específicos de diatomeas, actualmente muy utilizados en España.

APÉNDICE

I. Protocolo para la aplicación del IVAM

1. Seleccionar un tramo lo suficientemente extenso para que incluya la mayor variedad de hábitats posible (pozas, rápidos, remansos, charcas marginales, raíces). Normalmente un tramo de 50-100 m es suficiente.
2. Primavera y verano son las mejores épocas del año para encontrar el mayor número de táxones. La lista completa de táxones presentes en el tramo puede completarse con visitas en otoño.
3. Para extraer las muestras de pecton (talos aplanados, laminares o esféricos) utilizar una navaja. Buscar sobre piedras en zonas reófilas; en márgenes buscar sobre raíces, tallos, troncos sumergidos de plantas ribereñas. Las algas incrustantes se pueden recoger y fijar con el sustrato.
4. Las algas que constituyen el plocon, se pueden recolectar con la mano o una manga de muestreo de invertebrados; si están fijas al sustrato utilizar una navaja. Las fanerógamas y carófitos de zonas más profundas se pueden extraer utilizando una potera (palo o cuerda con ganchos o anzuelos en el extremo).
5. Anotar la cobertura sobre el lecho del cauce de cada taxón.
6. Un cuentahilos de 12 aumentos puede ayudar en el campo en la identificación. Para la determinación precisa de los especímenes, fijar las muestras necesarias en formol 4 % y examinar posteriormente en el laboratorio (lupa y microscopio). La recolección de material fresco puede ayudar en la observación de caracteres que se degradan con el fijador.
7. Las algas incrustadas de carbonatos deben ser previamente tratadas con ácido acético o clorhídrico diluidos para eliminar incrustaciones. Aunque para la determinación genérica de los táxones no es necesario realizar tinciones, si se presentan dudas, utilizar lugol para detectar presencia de almidón, azul de metileno para visualizar estructuras parietales y carmín acético para teñir núcleos.
8. Aplicar la fórmula de cálculo del índice

$$IVAM = \sum vi_i * c_i * vt_i / \sum vi_i * c_i$$

donde vi_i es el valor indicador del taxón i , c_i es el valor de cobertura del taxón i y vt_i el valor de tolerancia del taxón i (ver Tabla 1 y Tabla 2).

9. Calificar el estado trófico del tramo de estudio según los rangos de calidad de la Tabla 5.

BIBLIOGRAFÍA

- AFNOR. 2003. Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR). AFNOR, NF T90-395.
- ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ALVAREZ, 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 Y C. ZAMORA-MUÑOZ. 2002. Caracterización del estado ecológico de los ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21 (3-4): 175-185.

- ALBA-TERCEDOR, J. & A. SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- APHA. 1989. *Standards methods for the examination of water and wastewater*. 20th edition. American Public Health Association. Washington D.C.
- CAF-FREY, J. M. 1986. Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish waters. En: *Biological Indicators of pollution*. D. H. S. Richardson (ed.): 77-78. Royal Irish Academic, Dublin.
- CEMAGREF (1982). *Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. Rapport Q.E. Lyon, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse-Cemagref, Lyon, 218 pp.
- COSTE, M. & H. AYPHASSORHO. 1991. *Étude de la qualité des eaux du Bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques (Application des indices diatomiques)*. Rapport Cemagref. Bourdeaux-Agence de l'Eau Artois Picardie, 227 pp.
- DAWSON, F. H., J. R. NEWMAN, M. J. GRAVELLE, K. J. ROUEN Y P. HENVILLE. 1999. *Assessment of the trophic status of rivers using macrophytes. Evaluation of the Mean Trophic Rank. Research and Development*. Technical Report E39. Environment Agency, Bristol, 177 pp.
- DELL'UOMO, A. 1991. Use of benthic algae for monitoring rivers in Italy. En: *Use of benthic algae for monitoring rivers*. B.A. Whitton, E. Rott, G. Friederich (eds.): 129-137. Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- DEN HARTOG, C. & G. VAN DER VELDE. 1988. Structural aspects of aquatic plant communities. En: *Handbook of Vegetation Science. Vegetation of Inland Waters*. Vol. 15/1. J. J. Symoens (ed.): 113-153. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- ELORANTA P. & J. KWANDRANS. 1996. Testing the use of diatoms and macroalgae for river monitoring in Finland. In: *Use of algae for monitoring rivers II*. B. A. Whitton, E. Rott, G. Friederich (eds.): 119-124. Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- FERNÁNDEZ, F. 1998. Los condicionantes climáticos del paisaje. En: *Guía de los espacios naturales de Castilla-La Mancha*: 41-54. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo.
- FIDALGO, C. 1998. El paisaje vegetal: bosques, matorrales y estepas. En: *Guía de los espacios naturales de Castilla-La Mancha*: 69-80. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo.
- HAURY, J., M. C. PELTRE, S. MULLER, M. TREMOLIERES, J. BARBE, A. DAUTARTRE et M. GUERLESQUIN. 1996. Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français : premières propositions. *Ecologie*, 27: 233-244.
- HAURY, J., M. C. PELTRE, S. MULLER, G. THIEBAUT, M. TREMOLIÈRES, B. DEMARS, J. BARBE, A. DAUTARTRE, H. DANIEL, I. BERNEZ, M. GUERLESQUIN et 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*. UMR INRA-ENSAR EQHC Rennes et Laboratoire de Phytoécologie Université de Metz. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Etudes sur L'Eau en France, 87. Ministère de L'écologie et du Développement Durable, France. 101 pp.
- HERING, D., O. MOOG, L. SANDIN Y P. F. M. VERDONSCHOT. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516: 1-20.
- HOLMES, N. T. H., J. R. NEWMAN, J. R. CHADD, K. J. ROUEN, L. SAINT & F. H. DAWSON. 1999. *Mean Trophic Rank: a user's manual. Research and Development*. Technical Report E38. Environment Agency, Bristol, 134 pp.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Omega. Barcelona. 1010 pp.
- MORENO J. L., A. MELLADO, M. R. VIDAL-ABARCA Y M. L. SUÁREZ. 2000. Evaluación de la calidad ecológica del agua en la cuenca del Río Segura mediante índices bióticos: propuesta de un índice de macrófitos (IM). *X Congreso de la Asociación Española de Limnología y II Congreso Ibérico de Limnología*. : 49. Valencia, España. *Programa científico y libro de resúmenes*. Ed. Cinc Segles: 49. Universitat de València. Valencia.
- MORENO, J. L., C. NAVARRO Y J. DE LAS HERAS (2006). Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: Reference conditions and pollution. *Environmental Pollution*, 143: 388-396.
- PARDO, I., M. ÁLVAREZ, J. CASAS, J. L. MORENO, S. VIVAS, N. BONADA, J. ALBA-TERCEDOR, P. JAIMEZ, G. MOYÁ, M. R. VIDAL-ABARCA, S. ROBLES, M. TOROVELASCO Y N. PRAT. 2002. El hábitat de los ríos

- mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21: 115-134.
- PRYGIEL, J. et M. COSTE. 1999. Progress in the use of diatoms for monitoring rivers in France. En *Use of algae for monitoring rivers III*. J. Pryegel, B. A. Whitton and J. Bukowska (eds.): 165-179. Agence de l'Eau Artois-Picardie. Douai, France.
- SCHNEIDER, S. & A. MELZER. 2003. The Trophic Index of Macrophytes (TIM) –a new tool for indicating the trophic state of running waters. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 88: 49-67.
- SLÁDECEK, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 7: 1-218.
- 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.
- THIEBAUT G., F. GUÉROLD & S. MULLER 2002. Are trophic and diversity indices based on macrophyte communities pertinent tools to monitor water quality? *Wat. Res.*, 36: 3602-3610.
- WIEGLEB, G. 1988. Analysis of flora and vegetation in rivers: concepts and applications. In: *Handbook of Vegetation Science. Vegetation of Inland Waters*. Vol. 15/1. J. J. Symoens (ed.): 311-340. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- ZAMORA-MUÑOZ, C., C. E. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA & J. ALBA-TERCEDOR. 1995. Are biological indices BMWP' and ASPT' and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. *Wat. Res.*, 29: 285-290.

