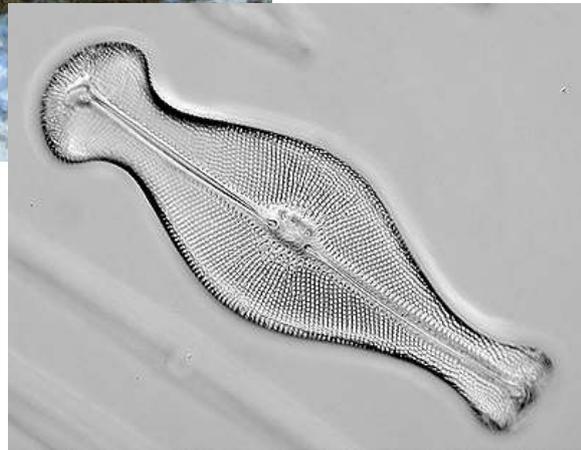


**REAJUSTE Y MEJORA DE LAS PUNTUACIONES ASIGNADAS A LOS TAXONES INCLUIDOS EN LOS ÍNDICES BIÓTICOS IBMWP, IPS Y REAJUSTE DE LOS CORTES DE LAS CLASES DE CALIDAD PARA ECOTIPOS DE RÍOS DE LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO.**



*Marzo, 2011*

**REAJUSTE Y MEJORA DE LAS PUNTUACIONES ASIGNADAS A LOS  
TAXONES INCLUIDOS EN LOS ÍNDICES BIÓTICOS IBMWP, IPS Y  
REAJUSTE DE LOS CORTES DE LAS CLASES DE CALIDAD PARA  
ECOTIPOS DE RÍOS DE LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL  
EBRO.**

**Equipo:**

Dr. Pablo Jáimez Cuéllar, Dr. Julio Luzón Ortega, José Antonio Palomino Morales y David Fernández Moreno.

**Dirección y Supervisión:**

Prof. Dr. Javier Alba-Tercedor (Dpto. Biología Animal y Ecología, Universidad de Granada), Prof. Dr. Pedro Sánchez Castillo (Dpto. Botánica, Universidad de Granada), Dra. Nuria Bonada (Dpto. Ecología, Universidad de Barcelona).

Coordinación por parte de la Confederación Hidrográfica del Ebro:

Dña. Concha Durán Lalaguna .



## ÍNDICE

	Página
<b>Resumen</b>	<b>2</b>
<b>Abstract</b>	<b>5</b>
<b>1. Introducción</b>	<b>8</b>
<b>2. Justificación de la propuesta</b>	<b>9</b>
<b>3. Metodología</b>	<b>11</b>
<b>3.1. Macroinvertebrados</b>	<b>11</b>
3.1.1. Medias ponderadas	11
3.1.2. Robust Optimum Method	11
3.1.3. Robust Optimum Method sin ponderar por la abundancia	12
3.1.4. Medias y medias más desviación estándar sin ponderar	12
<b>3.2. Diatomeas</b>	<b>13</b>
<b>3.3. Cálculo del valor del DIS</b>	<b>13</b>
<b>4. Puntos de muestreo</b>	<b>14</b>
<b>5. Resultados y discusión</b>	<b>15</b>
<b>5.1. Macroinvertebrados</b>	<b>15</b>
5.1.1. Resultados	15
5.1.2. Discusión	17
5.1.2.1. Método de las medias ponderadas	17
5.1.2.2. Método de los cuartiles (Robust Optimum Method)	18
5.1.2.3. Cálculo del DIS con los métodos sin ponderar por la abundancia	19
5.1.2.4. Comparación de las puntuaciones obtenidas con las del IBMWP (Jáimez-Cuéllar et al., 2004)	22
5.1.2.5. Repercusión de las nuevas puntuaciones en el estado ecológico de las estaciones en la cuenca del Ebro	30
5.1.2.6. Reajuste de las condiciones de referencia y clases de calidad para los ecotipos en los que hay estaciones de referencia en la cuenca del Ebro	34
<b>5.2. Diatomeas</b>	<b>36</b>
5.2.1. Resultados	36
5.2.2. Discusión	41
<b>6. Conclusiones</b>	<b>44</b>
<b>7. Bibliografía</b>	<b>46</b>
<b>Anexo 1</b>	<b>51</b>

## REAJUSTE DE LAS PUNTUACIONES ASIGNADAS A LOS TAXONES INCLUIDOS EN LOS ÍNDICES BIÓTICOS IBMWP, IPS Y REAJUSTE DE LAS CORTES DE LOS CLASES DE ESTADO ECOLÓGICO PARA ECOTIPOS DE RÍOS DE LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO.

### RESUMEN

En España existe una gran experiencia en el uso de indicadores biológicos, sobre todo en lo que respecta a macroinvertebrados. En el caso de los macroinvertebrados bénticos, el método biológico más extendido, tanto por la facilidad de su utilización, como por haber demostrado una gran fiabilidad, es el IBMWP (*Iberian Biological Monitoring Working Party*) que ha demostrado no depender de la estacionalidad y detectar, no solo contaminaciones orgánicas, sino que también es sensible a otros tipos de alteraciones. Este índice es una adaptación de un índice inglés (BMWP) desarrollado a principio de los años 80. Este se basa en la caracterización de la comunidad de macroinvertebrados asignándole un valor entre 0 y 10 a cada taxón. Además, aporta la gran novedad de que la identificación taxonómica sólo debe realizarse hasta nivel de Familia como máximo, lo que supone un gran ahorro de tiempo y dinero en la evaluación de la calidad de las aguas. No obstante, las puntuaciones de tolerancia de los taxones estaban asignadas mediante la opinión de experto y no mediante una metodología estadística y objetiva que permitiera establecer dichas puntuaciones de una forma más ajustada a las presiones/alteraciones principales a las que están sometidos los macroinvertebrados en la cuenca del Ebro.

En el caso de las diatomeas bentónicas se han usado varios índices entre los que podemos destacar, por su fiabilidad, el **índice IPS** (Specific Polluosensitivity Index), que es el principalmente se está empleando para el cálculo del estado ecológico en la Península Ibérica. De forma similar que para los macroinvertebrados, en el caso de las diatomeas las puntuaciones de los distintos taxones oscila entre 1 y 5 para el valor de tolerancia y de 1 a 3 para los valores de sensibilidad y surgen los mismos problemas que los que se presentan para el índice de macroinvertebrados, como es la adaptación de esos valores de sensibilidad a la contaminación al ámbito geográfico en el que nos encontramos.

Para el cálculo de las puntuaciones de tolerancia se ha utilizado un método estadístico ampliamente utilizado en diversos campos como la paleolimnología que consiste en el uso de la mediana y el rango intercuartílico que lo hace menos sensible a los valores extremos ("Robust Optimum Method") que el uso de la media y la desviación estándar. El óptimo para una variable ambiental se obtiene a partir del cálculo de la mediana de dicha variable y el rango de la tolerancia se obtiene mediante los valores del cuartil 1 (Q1: 25% de los datos) y del cuartil 3 (Q3: 75% de los datos). Este método se ha realizado de dos formas: ponderando las variables físico-químicas por la abundancia de los taxones y sin ponderar.

Los resultados fueron obtenidos a partir de 208 estaciones para el caso de los macroinvertebrados y 297 para las diatomeas. Se calculó del DIS para aquellos taxones que presentaban un mínimo de 10 casos.

La metodología basada en la ponderación de las variables físico-químicas por la abundancia de los taxones sobrestiman las puntuaciones de los macroinvertebrados, debido a que estas variables no determinan directamente la abundancia de dichos taxones y tienden a dar más peso a aquellas estaciones en donde hay mayor número de individuos. Por ello es más adecuado el uso de la metodología basada en la presencia/ausencia de los taxones sin tener en cuenta las abundancias.

Las diatomeas son muy dependientes de las concentraciones de nutrientes y de las características físico-químicas, por lo que son más adecuados los métodos basados en la ponderación de dichas variables por la abundancia.

Para los macroinvertebrados la mayoría de las variables no ponderadas por la abundancia de los taxones no se distribuyen como una normal, por lo que es más idóneo el uso del "Robust Optimum Method " que tiene en cuenta a los cuartiles 1 y 3 como los límites inferior y superior del óptimo ecológico, respectivamente.

En el caso de las diatomeas las variables ponderadas nunca tienen una distribución normal por lo que también es más adecuado el uso del "Robust Optimum Method".

Se ha podido calcular su valencia ecológica en 81 taxones presentes en la Confederación Hidrográfica del Ebro. De estos, en 38 taxones se han obtenido puntuaciones más bajas de las que tenían asignadas en el índice IBMWP (son más tolerantes de lo que se pensaba inicialmente), en 10 taxones se han obtenido puntuaciones iguales a las que tenían asignadas en el índice IBMWP y en 33 taxones se han obtenido puntuaciones más altas de las que tenían asignadas en el índice IBMWP (son más intolerantes de lo que se pensaba inicialmente).

Tras recalcular los valores del IBMWP con las nuevas puntuaciones, tanto para los taxones como para los límites de corte de estado ecológico, la tendencia de las estaciones que modifican su estado ecológico, es la de subir de clase.

Se ha calculado la condición de referencia y los valores frontera de las clases de calidad, para los ecotipos que poseen estaciones de referencia en la Cuenca del Ebro y se observa que son mucho más altos que los límites establecidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica, por lo que la condición de referencia estaría infravalorada en comparación con las calculadas en la cuenca del Ebro, por lo que muchas estaciones de la Demarcación del Ebro la clase de calidad del estado ecológico está por encima de la clase real.

En lo que respecta a las diatomeas se hace difícil sacar conclusiones sobre su valencia ecológica y para aquellos taxones en donde han aparecido diferencias significativas en los

valores de tolerancia y sensibilidad con respecto a las que poseen en el IPS, es necesario realizar estudios más amplios a nivel de la Península Ibérica para confirmar estas diferencias que nos permitan ajustar el índice IPS a nuestro ámbito geográfico. Se plantea la posibilidad de diseñar un índice de diatomeas bentónicas para España con las especies presentes en nuestro territorio y con las características físico-químicas, biogeográficas y de variabilidad propias de dicho ámbito geográfico.

## **REAJUSTE DE LAS PUNTUACIONES ASIGNADAS A LOS TAXONES INCLUIDOS EN LOS ÍNDICES BIÓTICOS IBMWP, IPS Y REAJUSTE DE LAS CORTES DE LOS CLASES DE ESTADO ECOLÓGICO PARA ECOTIPOS DE RÍOS DE LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO.**

### **ABSTRACT**

Spain has a vast experience in the use of biological indicators, especially regarding macroinvertebrates. The most widely used biological method for benthic macroinvertebrates is the IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party), as it is easy to use and its reliability has been demonstrated. This index has been shown not to depend on seasonality and it is able to detect not only organic pollution, but it is also sensitive to other types of disturbance. It is an adaptation of an English index (BMWP) developed in the early 80's. It is based on the characterization of the macroinvertebrate community by assigning a value between 0 and 10 to each taxon. It includes also the novelty that the taxonomic identification must be done only at the maximum level of Family, which represents a significant saving in time and money in the assessment of water quality. However, tolerance scores of the taxon in this index were originally assigned by expert opinion and not through an objective statistical method. This would allow establishing such scores in a more adjusted way to the major disturbances or alterations to which macroinvertebrates are subjected in the Ebro basin.

Regarding benthic diatoms, several indices have been traditionally used, among which the most remarkable for its reliability is the IPS index (Specific Polluosensitivity Index). It has been mainly used to calculate the ecological status in the Iberian Peninsula. Similarly to macroinvertebrates, the scores for the different diatom taxon range from 1 to 5 for the value of tolerance and from 1 to 3 for the sensitivity. As in the case of macroinvertebrates, similar problems arise, such as the adaptation of these pollution sensitivity values to the geographical area considered.

To calculate the tolerance scores, a statistical method that is widely used in other fields such as Paleolimnology has been employed. This method involves the use of the median and interquartile range, which makes it less sensitive to extreme values ("Robust Optimum Method") than using the mean and standard deviation. The optimum value for an environmental variable is obtained by calculating its median, while the range of tolerance values is calculated from the values of quartile 1 (Q1: 25% of the data) and quartile 3 (Q3: 75% of the data). This method has been applied in two ways: weighting the physical-chemical variables by the taxon abundance and without weighting.

The results were obtained from 208 stations for macroinvertebrates and 297 for the diatoms. Degree of Intolerance Score was calculated for those taxon that had a minimum of 10 cases. The methodology based on the weighting of the physical-chemical variables by the abundance of taxon overestimates macroinvertebrate scores, because these variables do not directly determine the abundance of these taxon and tend to give more weight to those stations where greater number of individuals is found. It is therefore more appropriate to use the methodology based on the presence / absence of taxon regardless of the abundances.

Diatoms are highly dependent on nutrient concentrations and physicochemical characteristics and therefore, methods based on the weighting of these variables by the abundance of taxon are more appropriate.

For most of the macroinvertebrates, non-weighted variables are not normally distributed. Thus, the use of the "Robust Optimum Method" that takes into account quartiles 1 and 3 as the limits upper and lower ecological optimum, respectively, is more suitable. In the case of diatoms, weighted variables never have a normal distribution, which makes also the "Robust Optimum Method" more appropriate.

The ecological valence of 81 taxon found in the Ebro River Basin was calculated. For 38 of these taxon, lower scores than they had assigned in the IBMWP index were obtained (they are more tolerant than initially thought), for 10 taxon scores equal to those assigned by the IBMWP were obtained and for 33 taxon higher scores than they had assigned in the IBMWP were obtained (they are more intolerant than initially thought).

After recalculating the values of IBMWP using the new scores, both for the taxon and threshold values of the ecological state, the trend found for the stations that changed their ecological status is to be upgraded. The reference condition and boundary values of the quality classes have been calculated in the different ecotypes that have reference stations in the Ebro basin. It was observed that these values are much higher than the limits established in the Water Planning Section and, therefore, the reference condition would be underestimated compared to those calculated in the Ebro basin, so that in many stations of the Ebro Demarcation the quality class of the ecological status is above the actual class.

Regarding the diatoms, it is difficult to draw conclusions about their ecological valence. For those taxon where significant differences in the tolerance and sensitivity values were found relative to those that had assigned in the IPS, more studies in the Iberian Peninsula are needed to confirm these differences and to allow the adjustment of the IPS index to our geographical area. This raises the possibility of

designing an index of benthic diatoms suitable for Spain, using the species found in our territory and with the physico-chemical, bio-geographical and variability characteristics of this geographical area.

## **REAJUSTE DE LAS PUNTUACIONES ASIGNADAS A LOS TAXONES INCLUIDOS EN LOS ÍNDICES BIÓTICOS IBMWP, IPS Y REAJUSTE DE LAS CORTES DE LOS CLASES DE ESTADO ECOLÓGICO PARA ECOTIPOS DE RÍOS DE LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO.**

### **1. Introducción**

La aprobación de la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CEE) (D.M.A.) y su transposición a la legislación española (Ley 62/2003 de 31 de Diciembre) planteó un importante reto metodológico al cambiar por completo el enfoque al que se había sometido tradicionalmente la evaluación de los cursos de agua europeos. Con la aprobación de la Directiva Marco del Agua (DMA) la situación ha cambiado drásticamente, al introducir toda una nueva filosofía en la gestión de los ecosistemas acuáticos. A partir de entonces han de gestionarse desde un “punto de vista ecosistémico”. De tal modo que el grado de salud de los mismos se mide en tanto en cuanto los procesos ecológicos naturales que los caracterizan estén o no alterados. Con ella se ha introducido el concepto de “estado ecológico”, y se fija el mes de diciembre del año 2015 como fecha tope obligatoria para que los ecosistemas acuáticos continentales y de transición alcancen el buen estado ecológico (Alba-Tercedor, 2007).

El término de “estado ecológico” se define como: “una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales”. Para poderlo medir se necesitan estudiar y medir indicadores tanto biológicos (fitoplancton, flora acuática, invertebrados bentónicos y peces), como parámetros físico-químicos e hidromorfológicos. Pero estos últimos en tanto que afectan a los indicadores biológicos. . Es cierto que la DMA establece unos plazos claros, si bien en muchos aspectos estamos aún en un momento de definición, ajuste e intercalibración de las metodologías de evaluación basadas en indicadores biológicos, que deberán ser aplicadas rutinariamente mientras esté en vigor la ley.

En España existe una gran experiencia en el uso de indicadores biológicos, sobre todo en lo que respecta a macroinvertebrados (Alba-Tercedor & Prat, 1992). En el caso de los macroinvertebrados bénticos, el método biológico mas extendido, tanto por la facilidad de su utilización, como por haber demostrado una gran fiabilidad es el IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996; Alba-Tercedor & Pujante, 2000; Alba-Tercedor *et al.*, 2004; Alba-Tercedor, 2007) que ha demostrado no depender de la estacionalidad, y detectar no solo contaminaciones orgánicas, sino que es sensible a otros tipos de alteraciones (Zamora-Muñoz *et al.*, 1995). Recientemente, dentro del proyecto GUADALMED, se han estudiado los cursos de agua del arco mediterráneo español (incluyendo las Islas Baleares), habiéndose utilizado y testado esta metodología (Alba-Tercedor, *et al.*, 2004),

elaborándose unos protocolos de uso (Jáimez *et al.*, 2004). También, gracias al Ministerio de medio Ambiente y la Confederación Hidrográfica del Ebro, se han realizados estudios que han permitido mejorar el índice mencionado anteriormente, de forma que permite el cálculo del Estado Ecológico del agua y, además, obtener datos semicuantitativos (abundancias) de los taxones presentes en el punto de muestreo. Con esta mejora se consigue un índice que cumple con todas las exigencias de la Directiva Marco de Aguas establece en su Anexo V (composición y abundancia del indicador). Este estudio han sido publicado en la revista Tecnología del Agua (Jáimez Cuéllar *et al.*, 2006).

En el caso de las diatomeas bentónicas se han usado varios índices entre los que podemos destacar por su fiabilidad el **índice IPS** (Cemagref, 1982), the Specific Polluosensitivity Index, que es, principalmente, el que se está empleando para el cálculo del estado ecológico en la Península Ibérica.

Los principales objetivos que se plantean son:

1. El reajuste de las puntuaciones asignadas a cada taxón de los presentes en la Demarcación del Ebro en el índice biótico IBMWP mediante el estudio de su D.I.S. (Degree of Intolerance Score) basado en un conjunto de parámetros físicos y químicos (Bonada *et al.*, 2004). Con la consecución de este objetivo se logrará una importante mejora en la aplicación de este índice biótico, que es el de uso más extendido en España para la evaluación de Estado Ecológico mediante macroinvertebrados.

2. El reajuste de las puntuaciones asignadas a cada taxón de los presentes en la Demarcación del Ebro en el índice biótico IPS mediante el estudio de su D.I.S. (Degree of Intolerance Score) basado en un conjunto de parámetros físicos y químicos (Bonada, *et al.*, 2004). Con la consecución de este objetivo se logrará una importante mejora en la aplicación de estos índices bióticos, que son los de uso más extendido en España para la evaluación de Estado Ecológico mediante diatomeas.

3. El reajuste de los límites de corte de los valores que separan los diferentes niveles del estado ecológico para los ecotipos de ríos presentes en la Demarcación del Ebro. Con la consecución de este objetivo se logrará una previsible mejora en las evaluaciones del Estado Ecológico de las masas de agua presentes en dicha demarcación hidrográfica.

## 2. Justificación de la propuesta

Al principio de los años 80, Armitage *et al.* (1983) desarrollaron en Inglaterra una metodología simple y fácil de usar que cambió la concepción del uso de los índices bióticos: el índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party*). Este índice se basa

en la caracterización de la comunidad de macroinvertebrados asignándole un valor entre 0 y 10 a cada taxón. Además, aporta la gran novedad de que la identificación taxonómica sólo debe realizarse hasta nivel de Familia como máximo, lo que suponía un gran ahorro de tiempo y dinero en la evaluación de la calidad de las aguas.

Al final de los años 80 esta metodología fue adaptada para su uso en la Península Ibérica (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988), recibiendo el nombre de BMWP' y teniendo gran aceptación y un uso generalizado. Posteriormente, se realizaron pequeñas modificaciones para añadir algún taxón y actualizar el encuadre taxonómico de algunos grupos (Alba-Tercedor, 1996, 2007; Alba-Tercedor *et al.* 2004).

Esta herramienta de evaluación ha cobrado especial importancia con la llegada de la Directiva Marco del Agua, ya que ha resultado ser la metodología más extendida, eficaz y barata para la evaluación del Estado Ecológico de los cursos de agua usando macroinvertebrados acuáticos. Por ello, como resultado del proyecto Guadalmed 1 se realizó otra nueva revisión taxonómica para su actualización (Alba-Tercedor *et al.*, 2004; Jáimez Cuellar *et al.*, 2004), pasando a llamarse índice biótico IBMWP (Iberian BMWP). Por último y como ya se ha mencionado, en 2006 Jáimez Cuéllar *et al.*, realizaron una modificación del protocolo de muestreo que permitía obtener, además del índice IBMWP, datos de composición y abundancia de macroinvertebrados y pasó a llamarse IBMWP semicuantitativo.

También, como resultado del proyecto Guadalmed, Bonada *et al.* (2004) determinaron para diferentes familias de tricópteros sus tolerancias a diferentes parámetros ambientales relacionados con la contaminación, mediante métodos estadísticos ampliamente utilizados en otros campos (por ejemplo, la paleolimnología). Analizando conjuntamente las tolerancias para las diferentes variables, surgió el D.I.S. (Degree of Intolerance Score) que, escalado de 1 a 10, permitió determinar las puntuaciones de tolerancia reales para cada familia. Las conclusiones del estudio mostraron que algunas de las familias deberían tener una puntuación en el IBMWP menor a la actual debido a que dichas familias incluyen algunas especies muy tolerantes que no están presentes en Inglaterra pero sí son abundantes en algunas cuencas españolas. Todo ello conlleva a una amplia revisión de las puntuaciones del IBMWP para una correcta aplicación del índice en España. Por primera vez en España los valores de tolerancia de las distintas familias de macroinvertebrados se determinan de manera estandarizada y rigurosa, y no con la "opinión del experto". Teniendo en cuenta el tiempo que hace que se está aplicando el índice IBMWP tanto en España como en Portugal, la comprobación de los valores de tolerancia es importantísima, y más ahora con la adaptación de la D.M.A.).

De forma similar que para los macroinvertebrados, en el caso de las diatomeas las puntuaciones de los distintos taxones oscila entre 1 y 5 para el valor de tolerancia y

de 1 a 3 para los valores de sensibilidad (Cemagref, 1982) y surgen los mismos problemas que los que se presentan para el índice de macroinvertebrados, como es la adaptación de esos valores de sensibilidad a la contaminación al ámbito geográfico en el que nos encontramos.

En la Península Ibérica existen unas condiciones ambientales más duras para la flora y la fauna acuática continental, sobre todo en la vertiente mediterránea (Gasith y Resh, 1999), así como determinados factores históricos (Bonada *et al.*, 2004) lo que se traduce en una mayor diversidad faunística y diatomológica y una alta tasa de endemismo. Además, la variedad de impactos que están recibiendo las masas de agua se ha incrementado en los últimos años, lo que puede ampliar o reducir sensiblemente los rangos de tolerancia de las especies. Por estos motivos es muy importante realizar una actualización del D.I.S. de cada taxón de la Península Ibérica, para conseguir, por fin, una herramienta definitiva para su aplicación en España con la máxima fiabilidad y simplicidad. Además, estos índices una vez perfeccionados podrán exportarse a toda la cuenca mediterránea y conseguir que su uso se generalice para la evaluación del estado ecológico y la aplicación de la Directiva Marco del Agua.

### **3. Metodología**

Se han utilizado varios métodos para el cálculo del DIS, tanto para macroinvertebrados como diatomeas bentónicas, que se detallan a continuación.

#### **3.1. Macroinvertebrados**

##### **3.1.1. Medias ponderadas**

El primer método es el basado en los modelos más clásicos que consideran al óptimo como la media ponderada y a la tolerancia como la desviación estándar y es el que usó Bonada *et al.*, 2004 para el cálculo de los valores de tolerancia para diversos taxones de Trichoptera.

##### **3.1.2. Método de los cuartiles (Robust Optimum Method\*)**

Es el método utilizado por el CEDEX para el cálculo de las tolerancias a la temperatura de los macroinvertebrados acuáticos ("Robust Optimum Method"), que a diferencia de los métodos más clásicos anteriormente mencionados, se basa en la mediana ponderada y el rango intercuartílico lo que le hace menos sensible a los valores extremos. Actualmente está en trámite de publicación.

Para el cálculo de las tolerancias ambientales, hay que tener en cuenta si los datos disponibles se basan en el rango del óptimo o en el rango de la tolerancia. El rango de la tolerancia es mucho menos exigente ya que hace referencia a los límites de la variable ambiental a partir de los cuales la especie no puede vivir.

El óptimo para una variable ambiental se obtiene a partir del cálculo de la mediana ponderada de la variable a partir de la abundancia de cada taxón (de la misma forma que se realiza para la media ponderada). A partir de la distribución de valores en un diagrama de cajas, se pueden obtener también el rango del óptimo y el rango de tolerancia, mediante los valores ponderados del cuartil 1 (Q1: 25% de los datos) y del cuartil 3 (Q3: 75% de los datos). Además, el rango intercuartílico ponderado (IR: donde se encuentran el 50% de los datos) se obtiene de  $Q3-Q1$ . De esta manera:

**Óptimo:** mediana ponderada

**Rango superior del óptimo:** Q3

**Rango inferior del óptimo:** Q1

**Rango superior de tolerancia:**  $Q3+1.5IR$

**Rango inferior de tolerancia:**  $Q1-1.5IR$

Los siguientes métodos se basan en usar los datos de medias y desviación estándar de los parámetros que intervienen en el cálculo del DIS, sin ponderar por el número de individuos. Esto se ha realizado pensando en que las abundancias de los organismos no están directamente relacionadas con los parámetros que han intervenido en el análisis (que por otra parte son los principales componentes-contaminantes que afectan a la mayoría de las masas de agua de la Demarcación del Ebro). Además, al darle más peso a aquellos valores de las variables en las que hay más número de individuos (que serían aquellas estaciones en los que hay menor concentración de contaminantes) se estaría sobreestimando los valores de tolerancia.

### **3.1.3. Robust Optimum Method sin ponderar por la abundancia**

También se ha realizado el DIS con los valores de los cuartiles de los parámetros sin ponderar, basado en el "Robust Optimum Method".

### **3.1.4. Medias y medias más desviación estándar sin ponderar**

Por último, hemos realizado la integración del valor del óptimo y de la tolerancia sumando la media sin ponderar más la desviación estándar. Este último método determinaría no solo donde a un taxón le gusta vivir si no cuanto es capaz de aguantar respecto a una serie de parámetros ambientales.

Los valores de la media, mediana, cuartil 1, cuartil 3 y desviación estándar de cada parámetro, ponderados por la abundancia de cada taxón, se han calculado utilizando el programa Statistica para Windows versión 6.0 (StatSoft Inc.1993).

Los parámetros que se han tenido en cuenta para realizar el DIS han sido para macroinvertebrados: amonio, nitratos, nitritos, fosfatos, conductividad, concentración de oxígeno disuelto e IHF; y para diatomeas: amonio, nitratos, nitritos, fosfatos, conductividad y concentración de oxígeno disuelto.

### 3.2. Diatomeas

Además solo se ha utilizado el "Robust Optimum Method", ponderando por la abundancia de los taxones, porque, en el caso de estos organismos, son mucho más sensibles a las concentraciones de nutrientes ya que son limitantes para ellas y, por tanto, su abundancia tienen una respuesta más directa a las cantidades de dichos nutrientes.

El cálculo realizado en este caso ha sido parecido al descrito en el apartado 3.1.2 en el que se ha utilizado el rango superior al óptimo para calcular los valores de sensibilidad y el rango superior de la tolerancia para los valores de tolerancia.

En el caso del IPS la valencia ecológica se calcula con dos componentes que son: el valor de sensibilidad (con una puntuación de 1 a 5) y el valor de tolerancia (con una puntuación de 1 a 3) (Cemagref, 1982).

En nuestro caso el valor sensibilidad, y al igual que para los macroinvertebrados, lo hemos calculado con los valores de los cuartiles 1 (para variables negativamente relacionadas con la contaminación) y 3 (para variables positivamente relacionadas con la contaminación) de la distribución de valores de cada una de las variables ponderadas por el número de individuos y el valor de la tolerancia se ha obtenido a partir del cuartil 1-1,5 rango intercuartílico (para variables negativamente relacionadas con la contaminación) y el cuartil 3+1,5 rango intercuartílico (para variables positivamente relacionadas con la contaminación) de la distribución de valores de cada una de las variables ponderadas por el número de individuos.

### 3.3. Cálculo del valor del DIS

Una vez hemos tenido todos los valores del rango superior del óptimo (cuartil 3) para todas las variables positivamente relacionadas con la contaminación (amonio, nitratos, nitritos, fosfatos y conductividad) y los valores del rango inferior del óptimo para todas las variables negativamente relacionadas con la contaminación (oxígeno e IHF), estandarizamos entre 0 y 1. En el caso del pH se ha incluido el cuartil 1 y 3

ya que es una variable que puede estar positiva y negativamente relacionada con la contaminación. En el caso del IHF no se ha incluido para las diatomeas ya que estos organismos no son tan dependientes de las condiciones hidromorfológicas como los macroinvertebrados. Así, por ejemplo, los taxones más sensibles a los nitratos tendrán valores entre 0 y 1 más pequeños que los taxones más tolerantes; y los más sensibles al oxígeno valores entre 0 y 1 más elevados que los más tolerantes. Esto mismo se realizó en el caso de utilizar la media tanto ponderada como sin ponderar y la suma de la media más la desviación estándar, en el caso de los macroinvertebrados; y para el cálculo del valor de tolerancia por medio de la desviación estándar, en el caso de las diatomeas.

Cuando estos valores estuvieron comprendidos entre 0 y 1 para cada taxón y variable, se calculó el DIS mediante la siguiente fórmula (Bonada et al., 2004):

$$DIS = (10/n) \left[ \sum_{i=1}^{n_i} (1 - \max_i) + \sum_{j=1}^{n_j} \min_j \right],$$

where  $n$  = number of variables used ( $n_i + n_j$ ),  $i$  = variables positively correlated with pollution and  $j$  = variables negatively correlated with pollution.

Con los valores del DIS para cada taxón, ordenamos estos valores de mayor a menor. Para macroinvertebrados, la diferencia entre el mayor y menor valor la dividimos entre 10 para establecer 10 rangos entre los que estarían cada una de las puntuaciones, de forma que todos los taxones con un valor de DIS incluido en el rango con los menores valores tendría una puntuación de 1 y así sucesivamente hasta llegar con el rango de mayores valores que tendría una puntuación de 10. Del mismo modo actuamos en el caso de las diatomeas, pero usando una puntuación, de 1 a 5 en el caso del valor de sensibilidad y de 1 a 3 en el valor de la tolerancia.

#### 4. Estaciones de muestreo

Del total de estaciones de muestreo disponibles para el presente trabajo (procedentes de las redes de control biológico en las campañas de 2006, 2007, 2008 y 2009) se realizó una primera selección de aquellas estaciones en las que había datos de todos los parámetros tenidos en cuenta para el cálculo del DIS, descartándose toda aquellas en las que faltaba algunos de los parámetros anteriormente referidos. Después de realizar esta selección se obtuvieron 417 estaciones par el análisis con macroinvertebrados y 531 para las diatomeas.

Posteriormente se realizó una selección de puntos en función de su condición trófica (es decir, que tuvieran similares características físico-químicas) mediante un K-means test (paquete estadístico Past 2.5; Hammer & Harper, 1999-2010) que nos permitió agrupar las estaciones y tomar el mismo número de estaciones de cada grupo. Los resultados para macroinvertebrados mostraron 4 grupos y se tomó un número final de estaciones de 208 (52 por cada grupo). Para el caso de las diatomeas el número de grupos fue de 3 con un número total de estaciones de 297 (99 por cada grupo).

Se calculó del DIS para aquellos taxones que presentaban un mínimo de 10 casos.

## 5. Resultados y discusión

### 5.1. Macroinvertebrados

#### 5.1.1. Resultados

De los 124 taxones incluidos en el índice IBMWP se han podido calcular el DIS para 83 taxones (66,94 %) ya que los 41 restantes taxones no se ha obtenido un número de casos superior a 10.

En la tabla 1 se muestran los resultados obtenidos con cada uno de los métodos utilizados para el cálculo del DIS y los taxones para los que se ha podido calcular.

Tabla 1. Puntuaciones de las valencias ecológicas calculadas con los diferentes métodos usados.

Taxón	Media ponderada	Cuartil ponderado	Cuartil sin ponderar	Media sin ponderar	media+SD sin ponderar	IBMWP
Aeschnidae	6	7	7	6	6	8
Ancylidae	7	7	5	5	5	6
Anthomyiidae	6	6	2	1	2	4
Asellidae	5	4	1	2	2	3
Athericidae	8	8	7	7	7	10
Atydae	6	6	4	5	6	6
Baetidae	7	8	5	5	5	4
Bithyniidae	8	10	4	5	5	3
Blephariceridae	9	8	9	10	10	10
Caenidae	6	6	5	4	5	4
Calopterygidae	8	10	5	4	5	8
Ceratopogonidae	6	7	5	4	5	4
Chironomidae	4	5	4	4	4	2
Chloroperlidae	9	7	9	10	10	10
Coenagrionidae	6	7	5	4	4	6
Cordulegasteridae	5	8	7	5	5	8
Corixidae	6	5	5	4	4	3

Taxón	Media ponderada	Cuartil ponderado	Cuartil sin ponderar	Media sin ponderar	media + SD sin ponderar	IBMWP
Dixidae	5	4	3	7	7	4
Dryopidae	6	7	6	5	5	5
Dugesidae	6	5	4	5	5	5
Dytiscidae	7	8	5	5	5	3
Elmidae	8	8	6	6	6	5
Empididae	5	8	6	6	6	4
Ephemerellidae	8	8	7	8	8	7
Ephemeridae	8	10	9	9	9	10
Ephydriidae	7	8	2	1	1	2
Erpobdellidae	3	3	4	4	4	3
Gammaridae	7	7	4	4	5	6
Gerridae	6	7	5	4	5	3
Glossiphoniidae	3	4	2	1	1	3
Glossosomatidae	9	8	8	10	10	8
Goeridae	10	9	7	10	10	10
Gomphidae	8	9	6	6	7	8
Gyrinidae	4	3	5	4	4	3
Haliplidae	4	4	5	2	3	4
Helophoridae	7	6	5	5	5	5
Heptageniidae	8	8	6	6	6	10
Hydracarina	8	8	5	5	5	4
Hydraenidae	10	10	8	8	8	5
Hydrobiidae	4	5	2	3	3	3
Hydrometridae	7	7	6	5	6	3
Hydrophilidae	3	4	2	2	2	3
Hydropsychidae	7	8	4	4	5	5
Hydroptilidae	5	7	5	4	4	6
Leptoceridae	9	9	6	6	6	10
Leptophlebiidae	7	7	5	6	6	10
Leuctridae	8	8	6	7	7	10
Limnephilidae	6	5	7	8	8	7
Limoniidae	9	8	6	6	6	4
Lymnaeidae	6	7	5	3	3	3
Naucoridae	5	6	5	6	6	3
Nemouridae	9	10	8	9	9	7
Nepidae	6	7	4	4	4	3
Neritidae	7	6	2	5	6	6
Notonectidae	5	4	5	3	4	3
Odontoceridae	10	10	9	7	8	10
Oligochaeta	2	5	4	4	4	1
Ostracoda	3	2	3	3	3	3
Perlidae	9	9	8	9	9	10
Perlodidae	9	10	8	9	9	10
Philopotamidae	6	4	9	9	9	8
Physidae	4	4	2	1	2	3
Planariidae	10	10	7	7	7	5
Planorbidae	5	6	4	2	3	3
Platycnemididae	3	7	5	5	5	6
Polycentropodidae	7	7	6	5	6	7
Polymitarcidae	7	8	2	4	5	5
Potamanthidae	10	9	6	8	8	10
Psychodidae	1	1	1	1	1	4

Taxón	Media ponderada	Cuartil ponderado	Cuartil sin ponderar	Media sin ponderar	media + SD sin ponderar	IBMWP
Psychomyiidae	8	10	7	7	7	8
Rhagionidae	9	9	10	10	10	4
Rhyacophilidae	8	9	7	7	7	7
Scirtidae	10	9	9	10	10	3
Sericostomatidae	9	8	8	9	9	10
Sialidae	5	6	5	3	3	4
Simuliidae	7	8	5	4	5	5
Sphaeriidae	3	4	3	2	3	3
Stratiomyidae	8	9	5	2	3	4
Tabanidae	8	7	6	6	6	4
Tipulidae	7	8	5	3	4	5
Veliidae	8	8	7	6	6	3
Media	6,64	6,99	5,38	5,31	5,58	5,52
Suma	538	566	436	430	452	447

## 5.1.2. Discusión

### 5.1.2.1. Método de las medias ponderadas

El primer método usado para el cálculo de las tolerancias ambientales de los distintos taxones incluidos en el índice IBMWP fue el empleado por Bonada et al. (2004), en el que se utilizaba la media de cada uno de los parámetros, ponderada por la abundancia de los distintos taxones en cada una de las estaciones de muestreo. De esta forma se obtiene el óptimo de cada taxón para cada variable ambiental. Este método se basa en la hipótesis de que los organismos se distribuyen de forma unimodal (una sólo moda) a lo largo de un gradiente de una variable ambiental (Whittaker, 1967). En base a esto se han desarrollado las estimas de los óptimos y las tolerancias de los taxones en relación a diferentes variables ambientales o contaminantes (ter Braak y Looman, 1986; ter Braak y Van Dam, 1989). No obstante, la mayoría de estos trabajos se han realizado sobre vegetales u organismos fotosintéticos y para inferir condiciones ambientales pasadas, en estudios de paleolimnología (ter Braak y Van Dam, 1989; Birks et al., 1990; Bigler y Hall. 2002) y son muy pocos los trabajos que hacen referencia a la tolerancia de taxones de macroinvertebrados (Verdonschot y Higler, 1992).

Como se puede observar en la tabla 1, con la metodología de las medias ponderadas, la suma de las puntuaciones todos los taxones en los que se ha podido calcular el DIS es 91 puntos superior a la suma de puntos de esos mismos taxones según el índice IBMWP (Jáimez-Cuéllar et al., 2004), de la misma forma la puntuación media obtenida con el método de las medias ponderadas es sensiblemente más alta (1,12 puntos).

### 5.1.2.2. Método de los cuartiles (Robust Optimum Method)

Como se ha mencionado anteriormente este método consiste en el cálculo de los cuartiles 1 y 3 como los determinantes del rango superior e inferior del óptimo respecto a la mediana ponderada.

Los resultados presentados en la tabla 1 muestran que, al igual que el método anterior, sobrevalora las puntuaciones originales en más de 100 puntos de diferencia en la suma total y también en la media de las mismas. Este método vuelve a poner de manifiesto que el hecho de ponderar por la abundancia de los taxones, sobrevalora las puntuaciones del DIS respecto al resto de los métodos empleados en los que no se usa la ponderación.

En nuestra opinión no estamos de acuerdo con las puntuaciones obtenidas con los dos métodos anteriormente mencionados. Esto podría deberse a que los macroinvertebrados no tienen una respuesta directa al gradiente de las variables tenidas en cuenta en el presente trabajo.

La explicación de esto es que las comunidades de macroinvertebrados tienen "memoria" sobre los acontecimientos/alteraciones que tienen lugar en un tramo de río y, por tanto, reflejan e integran estas alteraciones ocurridas días o semanas atrás. Los datos físico-químicos incluidos en el presente trabajo, sin embargo, son puntuales y hacen referencia a las condiciones que acontecían en el momento del muestreo, por lo que las abundancias de los taxones de macroinvertebrados no están relacionadas directamente con las concentraciones de esos parámetros en ese momento, sino con la suma de las variaciones de dichas variables en el tiempo transcurrido antes del muestreo.

En algunos casos los organismos pueden tener distribuciones distintas de la unimodal, como bimodales, multimodales o distorsionadas (skewed) (Hengeveld, 1990) y pueden ser varios los factores responsables de dicha desviación. Entre ellos podemos considerar las interacciones bióticas (Westman, 1991), la fase del ciclo de vida (Verdonschot & Higler, 1992) y las variaciones en las variables ambientales (Wiens, 1989), como hemos mencionado anteriormente. Todo esto nos indica que es difícil relacionar, de forma directa, el gradiente de una variable físico-química con la mayor o menor abundancia de macroinvertebrados.

Las concentraciones de cualquier componente físico-químico en un sistema abierto como es un río, están sometidas a grandes variaciones debido al caudal, precipitaciones, fluctuaciones en la concentración de los vertidos debido a la actividad diaria de la población etc. (Butturini *et al*, 2009). Además, el efecto de las distintas variables físico-químicas consideradas sobre las comunidades biológicas es distinto cuando intervienen por separado que cuando están mezclados debido a un

vertido, que es la forma habitual, ya que la mayoría provienen de los vertidos de aguas residuales tratadas o sin tratar. En estas situaciones se producen efectos sinérgicos o atenuadores, en función de muchas otras variables, como pueden ser la temperatura, el pH, la capacidad tamponadora del agua, la concentración de carbonatos o bicarbonatos, etc..

Por otra parte, los contaminantes inciden en el ecosistema en diferente grado y modo. Estos pueden alterar las cadenas tróficas o la producción primaria, pueden desestabilizar los equilibrios de la competencia por el espacio, de la competencia depredador-presa, etc., por lo que la repercusión final sobre los macroinvertebrados variará en función de su posición en cada una de estas redes o estructura del ecosistema.

Por ejemplo, la repercusión de un vertido rico en fosfatos podría aumentar la producción primaria y esto favorecería a los consumidores de estos productores primarios. Estos a su vez podrían competir por el espacio, debido a su repentino aumento poblacional, con otros elementos, como por ejemplo los filtradores, y desplazar a estos últimos haciendo disminuir su población. No obstante, la concentración de fosfatos podría aumentar hasta que alcanzara unos límites letales para la población de los consumidores primarios que desaparecerían y facilitaría el aumento de los filtradores. Estos podrían aguantar mayores concentraciones de este contaminante hasta que alcanzara dosis letales para estos últimos.

En un caso como este que hemos descrito, a concentraciones intermedias de fosfatos en las que no se alcanza la dosis letal para los consumidores primarios, su mayor número poblacional, nos daría un DIS más bajo (mayor tolerancia) cuando ponderemos por la abundancia, si lo comparamos con los filtradores en ese mismo momento (que están limitados por la competencia por el espacio). Sin embargo, el umbral de tolerancia a los fosfatos es más alto para los filtradores que para los consumidores primarios, pero no quedará claramente reflejado si nos encontramos un buen número de estaciones con concentraciones intermedias de fosfatos en las que los primeros son mucho más abundantes que los segundos.

Esto es un simple ejemplo de las complejas relaciones entre las variables físico-químicas y las abundancias de los organismos y es difícil establecer la relación directa, por lo que pensamos que es más adecuado el cálculo del DIS con las variables sin ponderar por el número de individuos.

### **5.1.2.3. Cálculo del DIS con los métodos sin ponderar por la abundancia**

En la tabla 1 se puede ver los resultados del DIS obtenidos a partir de los cuartiles, las medias y las medias más la desviación estándar. Vemos que estos tres métodos presentan unas puntuaciones bastante parecidas y la media parece ser más alta en

el caso del método que integra la media más la desviación estándar y más baja en el caso de considerar los valores medios de los parámetros en todas las estaciones en donde estaba presente el taxón.

Para decidir entre cuál de estos tres métodos escoger, debemos basarnos en criterios estadísticos que aconsejan el uso de la mediana y los cuartiles cuando las variables no se ajustan a una distribución normal (Quinn y Keough, 2002). En nuestro caso la mayoría de las variables no tienen una distribución normal (figura 1) y únicamente el oxígeno, pH e IHF si presentan dicha distribución (usamos un test de normalidad Kolmogoroff-Smirnov). Por ello, hemos decidido usar las puntuaciones obtenidas con el método de los cuartiles como indicador de los límites del óptimo para establecer la valencia ecológica.

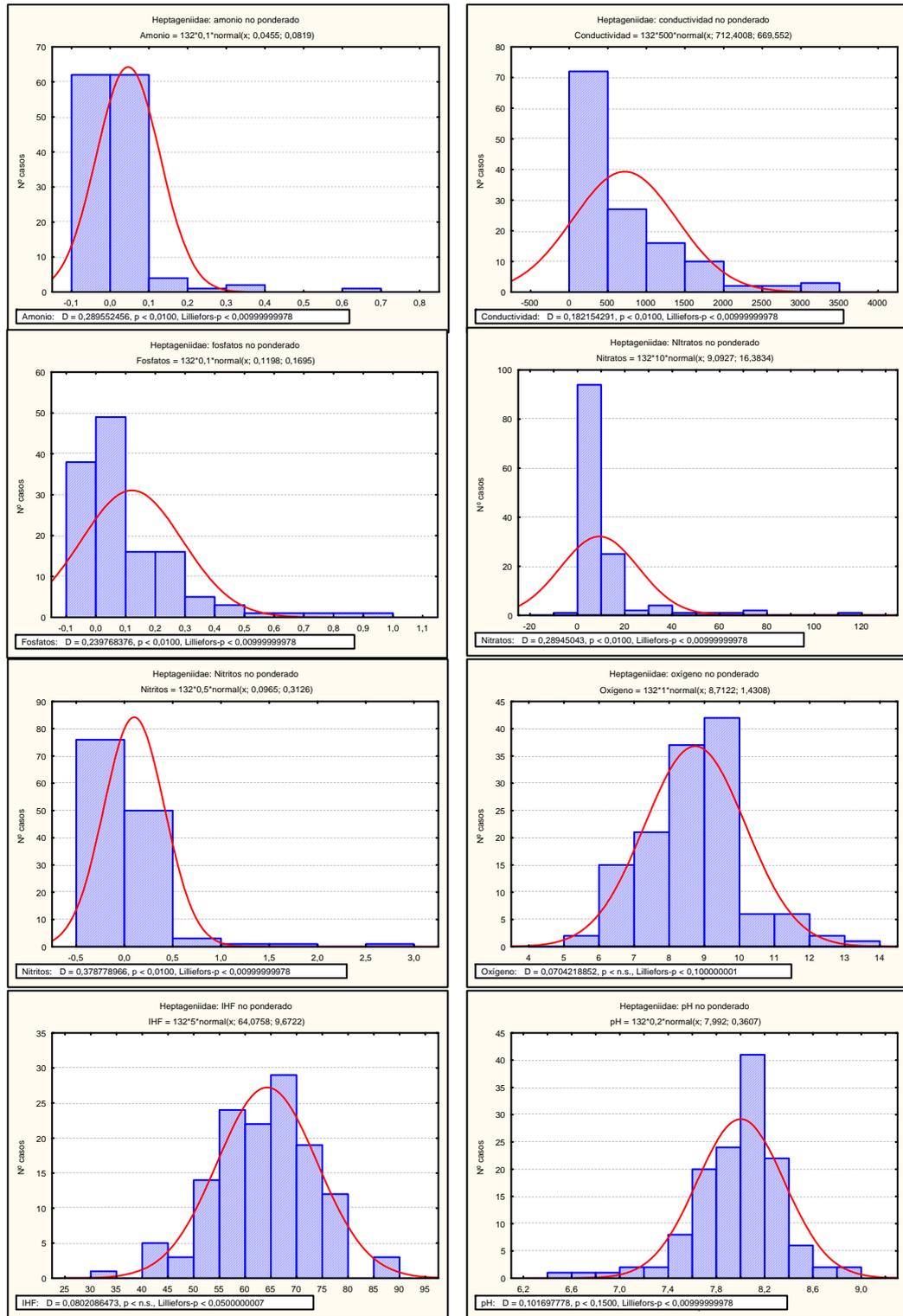


Figura 1. Representación en histogramas de la distribución de frecuencias de los datos de los parámetros físico-químicos incluidos en el presente trabajo para la familia Heptageniidae. También se representa el resultado del test de normalidad Kolmogoroff-Smirnov y su significancia estadística.

Se ha representado únicamente la familia Heptageniidae como ejemplo de los resultados obtenidos en los test de normalidad.

En general este método rebaja la puntuación media (5,38) y la suma de puntos de los taxones incluidos en el estudio (436) con respecto a lo establecido en el IBMWP (media= 5,52; suma= 447).

#### 5.1.2.4. Comparación de las puntuaciones obtenidas con las del IBMWP (Jáimez-Cuéllar et al., 2004).

En las bases de datos de la Confederación Hidrográfica del Ebro se disponía de datos para dicha cuenca de un total de 118 taxones de macroinvertebrados acuáticos, de los 124 contemplados por el índice IBMWP. De estos, únicamente se han podido usar para el análisis, aquellos que aparecieran en diez o más casos, requisito que únicamente cumplieron 81 de ellos. Los 43 taxones (un 34,7% del total) que no han podido ser incluidos en el análisis se muestran a continuación (tabla 2, figura 2):

Tabla 2. Taxones en los que no se ha podido calcular la valencia ecológica por su escasez en la cuenca del Ebro.

Taxones	Puntuaciones IBMWP
<b>Turbelarios</b>	
Dendrocoelidae	5
<b>Hirudineos</b>	
Hirudidae	3
Piscicolidae	4
<b>Moluscos</b>	
Ferrisidae	6
Thiaridae	6
Unionidae	6
Valvatidae	3
Viviparidae	6
<b>Crustáceos</b>	
Corophiidae	6
Astacidae	8
Palaemonidae	6
<b>Efemerópteros</b>	
Oligoneuriidae	5
Prosopistomatidae	7
Siphonuridae	10
<b>Odonatos</b>	
Corduliidae	8
Lestidae	8
Libellulidae	8
<b>Plecópteros</b>	
Capniidae	10
Taeniopterygidae	10
<b>Hemípteros</b>	

Taxones	Puntuaciones IBMWP
Aphelocheiridae	10
Mesoveliidae	3
Pleidae	3
<b>Coleópteros</b>	
Chrysomelidae	4
Curculionidae	4
Hydrochidae	5
Hygrobiidae	3
Noteridae	3
Psephenidae	3
<b>Tricópteros</b>	
Bereidae	10
Brachycentridae	10
Calamoceratidae	10
Lepidostomatidae	10
Molannidae	10
Phrygaenidae	10
Thremmatidae	10
<b>Lepidópteros</b>	
Pyralidae	4
<b>Dípteros</b>	
Dolichopodidae	4
Scatophagidae	4
Ptychopteridae	4
Sciomyzidae	4
Syrphicidae	1
Thaumaleidae	2
Culicidae	6

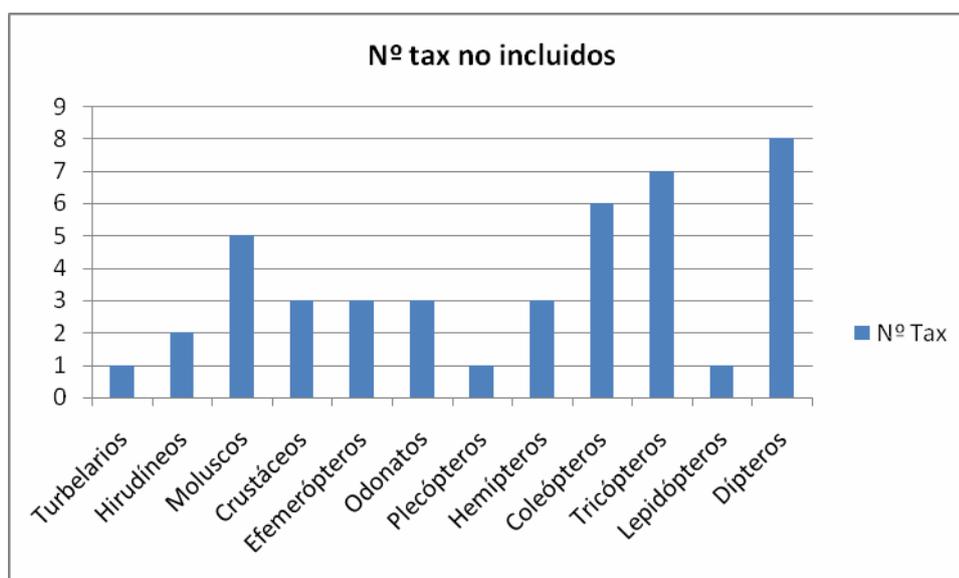


Figura 2. Número de familias de macroinvertebrados que no han podido incluirse en el cálculo de su valencia ecológica en la cuenca del Ebro.

Tras calcular el D.I.S. de los 81 taxones para los que se disponían de suficientes datos mediante el método de los cuartiles sin ponderar, tres grupos de taxones:

- a) 38 taxones (un 30,6% del total) que obtienen puntuaciones más bajas de las que tenían asignadas en el índice IBMWP (son más tolerantes de lo que se pensaba inicialmente).
- b) 10 taxones (un 8,1%) que obtienen puntuaciones iguales a las que tenían asignadas en el índice IBMWP.
- c) 33 taxones (un 26,6% del total) que obtienen puntuaciones más altas de las que tenían asignadas en el índice IBMWP (son más intolerantes de lo que se pensaba inicialmente).

A continuación describimos con detalle cada uno de estos grupos:

- a) Taxones que obtienen puntuaciones más bajas de las que tenían asignadas en el índice IBMWP (tabla 3):

Tabla 3. Taxones en los que su valencia ecológica ha resultado ser menor.

Taxón	Cuartil sin ponderar	IBMWP	Diferencia
Leptophlebiidae	5	10	-5
Heptageniidae	6	10	-4
Leptoceridae	6	10	-4
Leuctridae	6	10	-4
Neritidae	2	6	-4
Potamanthidae	6	10	-4
Athericidae	7	10	-3
Calopterygidae	5	8	-3
Goeridae	7	10	-3
Polymitarcidae	2	5	-3
Psychodidae	1	4	-3
Anthomyiidae	2	4	-2
Asellidae	1	3	-2
Atydae	4	6	-2
Gammaridae	4	6	-2
Gomphidae	6	8	-2
Perlidae	8	10	-2
Perlodidae	8	10	-2
Sericostomatidae	8	10	-2
Aeschnidae	7	8	-1
Ancylidae	5	6	-1
Blephariceridae	9	10	-1
Chloroperlidae	9	10	-1
Coenagrionidae	5	6	-1

Taxón	Cuartil sin ponderar	IBMWP	Diferencia
Cordulegasteridae	7	8	-1
Dixidae	3	4	-1
Dugesiidae	4	5	-1
Ephemeroidea	9	10	-1
Glossiphoniidae	2	3	-1
Hydrobiidae	2	3	-1
Hydrophilidae	2	3	-1
Hydropsychidae	4	5	-1
Hydroptilidae	5	6	-1
Odontoceridae	9	10	-1
Physidae	2	3	-1
Platycnemididae	5	6	-1
Polycentropodidae	6	7	-1
Psychomyiidae	7	8	-1

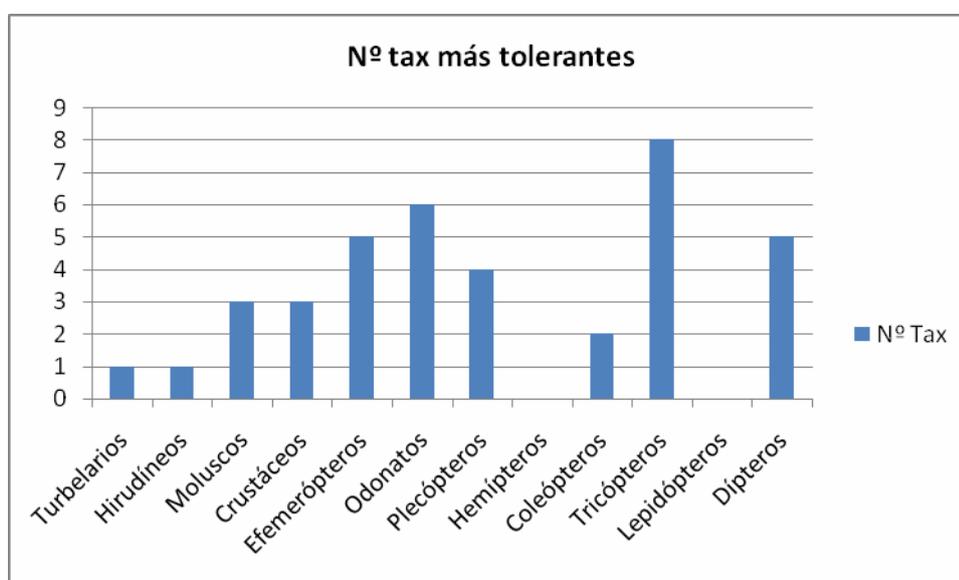


Figura 3. Número de familias de taxones en las que la puntuación calculada es menor que la asignada anteriormente (más tolerantes).

El 2,6 % de los taxones bajan 5 puntos de valoración, el 13,2 % lo hacen en 4 y 3 puntos, el 21 % lo hacen en 2 puntos y el 50 % restante tan solo bajan un punto la valoración final respecto a la del IBMWP. Esto nos indica que buena parte de los taxones que bajan su puntuación tenían una puntuación bastante ajustada a la que hemos obtenido en el presente trabajo.

En cuanto a grandes grupos, son Tricópteros y Odonatos (figura 3) los que más familias presentaron con puntuaciones más tolerantes de lo inicialmente asignado por el IBMWP (8 y 6 familias respectivamente, con una bajada media de 1,75 y 1,5 puntos respectivamente).

El mayor cambio sufrido corresponde a la familia Leptophlebiidae (Efemerópteros), que pasa de estar considerada como una familia medianamente intolerante, con un 10 en el IBMWP a tener un 5. Este cambio sustancial puede ser debido a que en esta familia hay géneros muy tolerantes como el género *Thraulius*, abundante en la cuenca del Ebro, que hace que la familia Leptophlebiidae, en conjunto, sea más tolerante de lo que inicialmente se consideró.

A continuación encontramos un grupo de 5 familias cuya puntuación disminuye en 4 puntos: Heptageniidae y Potamanthidae (Efemerópteros), Leuctridae (Plecópteros) y Neritidae (Moluscos). En el caso de los Heptageniidae ocurre algo similar a lo que ocurre en los Leptophlebiidae, ya que algunas especies del género *Ecdyonurus* son mucho más tolerantes y frecuentes que otras del género *Epeorus*, por ejemplo. En el caso de la familia Leuctridae, la bajada está condicionada por la abundancia de la especie *Leuctra geniculata*, bastante tolerante y frecuente en el Ebro.

Para Glossomatidae y Leptoceridae (Tricópteros) Bonada et al., (2004) también propone rebajar sus puntuaciones respecto al IBMWP y la explicación es debida a que existen especies, en estas familias de tricópteros, que son capaces de tolerar aguas ligeramente contaminadas, con alta salinidad y mineralización (*Agapetus incertulus*, familia Glossomatidae; Bonada, 2003 y *Setodes argentipunctellus*, familia Leptoceridae; González del Tánago y García de Jalón, 1984). En nuestro estudio la familia Glossomatidae se mantendría con la misma puntuación (tabla 4), mientras que la familia Leptoceridae bajaría considerablemente su puntuación de 10 a 6, con lo que la bajada es mucho más considerable que la propuesta por Bonada et al., (2004) que sería de 10 a 9.

Otras bajadas de puntuación de menor cuantía, pero que son resaltables serían las los dípteros de la familia Athericidae (que bajaría de 10 a 7), la de los Polymitarcidae (de 5 a 2) o la de los plecópteros de las familias Perlidae y Perlodidae que bajan de 10 a 8, por ejemplo.

- b) Taxones que se mantienen con las mismas puntuaciones que tenían asignadas en el índice IBMWP (tabla 4):

Tabla 4. Taxones que mantienen su puntuación de IBMWP.

Taxón	Cuartil sin ponderar	IBMWP
<b>Moluscos</b>		
Sphaeriidae	3	3
<b>Crustáceos</b>		
Ostracoda	3	3
<b>Efemerópteros</b>		
Ephemerellidae	7	7
<b>Coleópteros</b>		
Helophoridae	5	5
<b>Tricópteros</b>		

Taxón	Cuartil sin ponderar	IBMWP
Glossosomatidae	8	8
Limnephilidae	7	7
Rhyacophilidae	7	7
<b>Dípteros</b>		
Simuliidae	5	5
Ephydriidae	2	2
Tipulidae	5	5

Únicamente 10 taxones han obtenido la misma puntuación que ya tenían asignada en la tabla del IBMWP, con una mayor predominancia de tricópteros y dípteros. El taxón más intolerante que se ha visto en esta situación son los Glossosomatidae, con una puntuación de 8 y el más tolerante, los Ephydriidae con una puntuación de 2.

- c) Taxones que obtienen puntuaciones más altas de las que tenían asignadas en el índice IBMWP (tabla 5.):

Tabla 5. Taxones en los que su valencia ecológica ha resultado ser mayor.

Taxón	Cuartil sin ponderar	IBMWP	Diferencia
Rhagionidae	10	4	6
Scirtidae	9	3	6
Veliidae	7	3	4
Hydraenidae	8	5	3
Hydrometridae	6	3	3
Oligochaeta	4	1	3
Chironomidae	4	2	2
Corixidae	5	3	2
Dytiscidae	5	3	2
Empididae	6	4	2
Gerridae	5	3	2
Gyrinidae	5	3	2
Limoniidae	6	4	2
Lymnaeidae	5	3	2
Naucoridae	5	3	2
Notonectidae	5	3	2
Planariidae	7	5	2
Tabanidae	6	4	2
Baetidae	5	4	1
Bithyniidae	4	3	1
Caenidae	5	4	1
Ceratopogonidae	5	4	1
Dryopidae	6	5	1
Elmidae	6	5	1
Erpobdellidae	4	3	1
Haliplidae	5	4	1
Hydracarina	5	4	1
Nemouridae	8	7	1
Nepidae	4	3	1
Philopotamidae	9	8	1

Taxón	Cuartil sin ponderar	IBMWP	Diferencia
Planorbidae	4	3	1
Sialidae	5	4	1
Stratiomyidae	5	4	1

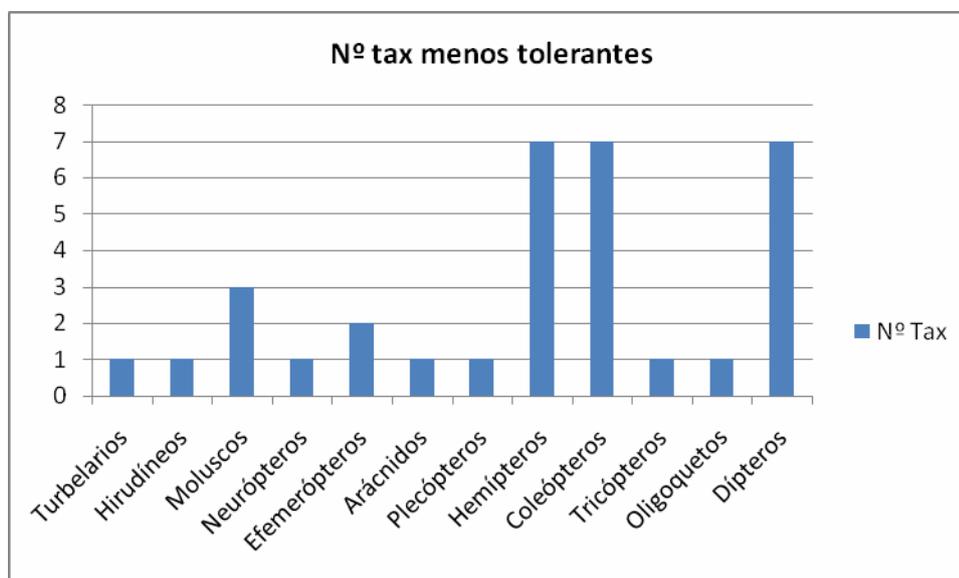


Figura 4. Número de familias de taxones en las que la puntuación calculada es mayor que la asignada anteriormente (menos tolerantes).

En cuanto al grado en el que suben las puntuaciones vemos que el 6,1 % de los taxones lo hacen en 6 puntos, el 3 % lo hacen en 4 puntos, el 9,1 % suben en tres puntos, el 36,4 % lo hacen en 2 puntos y el 45,4 % restante lo hacen en un solo punto. Como ocurría en el caso de los taxones que bajan su puntuación respecto al IBMWP, casi la mitad de los taxones que suben su puntuación lo hacen en escasa cuantía, lo que indica que su puntuación está muy ajustada a lo calculado en el presente trabajo.

Los grupos que más taxones presentan que han resultado ser menos tolerantes de lo que se le había asignado inicialmente son los Hemípteros (con un aumento medio en su puntuación de 2,1 puntos), los Coleópteros (2,3 puntos de aumento medio) y los Dípteros (2,3 puntos de aumento medio) (figura 4). En el caso de los Hemípteros y los Coleópteros especialmente, se trata de las familias cuyos adultos respiran aire atmosférico, hecho que pudo motivar en el pasado que se les considerase relativamente independientes de la calidad de las aguas y, por tanto, se les asignasen valores bajos para el IBMWP. Con este estudio se pone de manifiesto que algunas de las familias son mucho más intolerantes de lo que se pensaba inicialmente.

Las familias que más han visto aumentar su puntuación son los Rhagionidae (Dípteros) y los Scirtidae (Coleópteros), ambos con 6 puntos de diferencia. Es especialmente destacable el aumento de puntuación sufrido por los tres taxones más

abundantes y frecuentes de cualquier río: Oligoquetos, Baetidae y Chironomidae. En todos los casos han aumentado sus puntuaciones hasta el 4, ya que las anteriores puntuaciones muy bajas que tenían asignadas en el IBMWP se debían a que, efectivamente, las especies más tolerantes de los ríos pertenecen a estos grupos (Oligoquetos de la familia Tubificidae, Baetidae del grupo *B. pavidus* y *B. maurus* (que ya fue señalado por Alba-Tercedor *et al.*, 1995) y Chironomidae del grupo Plumosus). No obstante, mediante este estudio más objetivo, se tiene en cuenta la enorme diversidad específica de estos taxones, que incluyen también a especies extremadamente intolerantes, lo que amplía notablemente el rango de tolerancia global del taxón a nivel de familia o a nivel de gran grupo (Oligoquetos). En este sentido Bonada *et al.*, (2004) encontró que en la familias más diversas, como Hydropsychidae o Hydroptilidae la valencia ecológica a nivel específico era diferente a la obtenida a nivel de familia y por tanto tienen unas puntuaciones intermedias.

Si se consideran todos los datos globalmente, el grupo que mayor reducción media de sus puntuaciones sufre es el de los Efemerópteros, seguido de los Plecópteros (tabla 6). Por el contrario el grupo que mayor aumento sufre de sus puntuaciones es el de los oligoquetos, seguido de los Hemípteros, por los motivos que se han expuesto anteriormente.

Tabla 6. Diferencias medias detectadas entre las puntuaciones originales y las obtenidas en el presente estudio.

Grupo	Nº de familias ncluidas en el cálculo	Variación media de puntuación
Efemerópteros	8	-1,875
Plecópteros	5	-1,6
Crustáceos	4	-1,5
Odonatos	6	-1,5
Tricópteros	12	-1,1
Moluscos	8	-0,375
Hirudineos	2	0
Dípteros	15	0,4
Turbelarios	2	0,5
Arácnidos	1	1

Grupo	Nº de familias ncluídas en el cálculo	Variación media de puntuación
Megalópteros	1	1
Coleópteros	9	1,67
Hemípteros	7	2,3
Oligoquetos	1	3

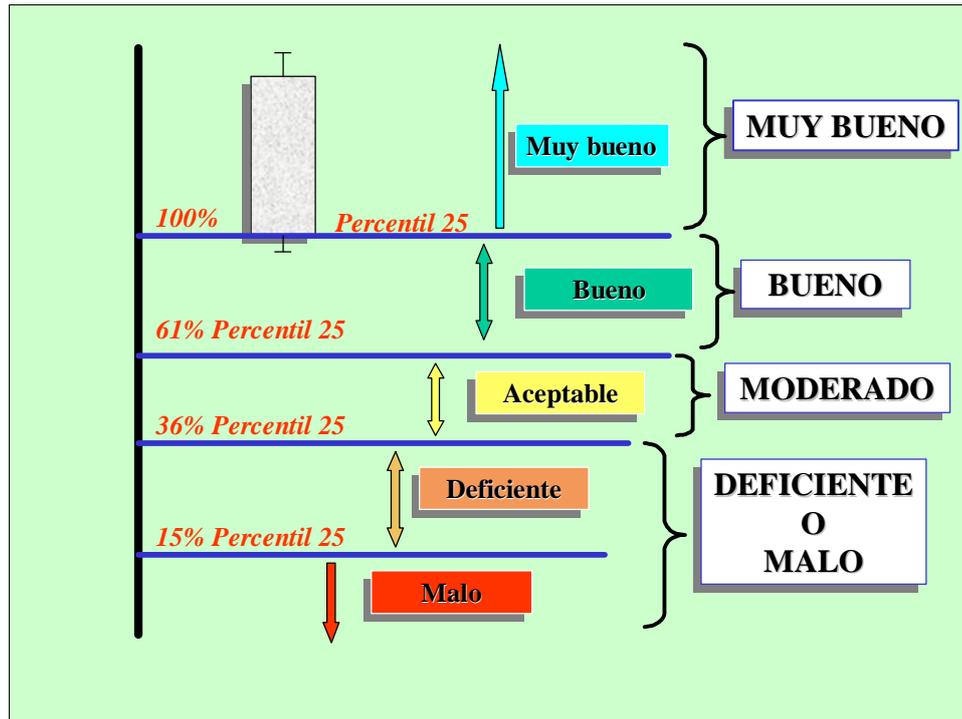
Estos resultados tienen una repercusión muy interesante sobre el concepto de taxón sensible y taxón tolerante, ya que el límite de sensible o tolerante lo podemos colocar donde queramos, pero con los datos obtenidos en el presente estudio tenemos una idea objetiva de qué taxones son más tolerantes o sensibles, unos respecto a otros. Estos datos nos posibilitarán utilizar en el futuro métricas de este tipo en caso de que sea necesario.

#### **5.1.2.5. Reajuste de las condiciones de referencia y clases del estado ecológico para los ecotipos en los que hay estaciones de referencia en la cuenca del Ebro.**

Para el cálculo de la condición de referencia y los valores frontera entre las distintas clases de calidad se ha seguido las indicaciones de la guía REFCOND modificados por el "Boundary setting protocol" (WFD CIS Working Group 2A, 2005), en la que se propone a la mediana de la distribución de valores del índice IBMWP en las estaciones de referencia para un mismo ecotipo, como el valor de la condición de referencia, el límite entre la clase muy buena/buena en el percentil 25 de dicha distribución de valores y el resto de los límites de corte se obtienen según los publicado por Alba-Tercedor et al., (2004).

En la figura 5 podemos ver una representación de esto tomada del Anexo 2.4.1.6 del Technical Report de intercalibración de ríos en el GIG mediterráneo (Annex C), en donde se muestran las fronteras entre las 5 clases de estado ecológico como porcentajes correspondientes al percentil 25: 100%, 61%, 36% y 15% respectivamente, propuestas y usadas en España (Alba-Tercedor et al., 2004).

Existen 7 ecotipos presentes en la Demarcación del Ebro que poseen estaciones de referencia (tabla 109), aunque para el ecotipo 15 no se ha podido calcular la condición de referencia y los límites de corte por haber una sola estación y un solo muestreo.



**Figura 5.** Propuesta de acotación de los valores del IBMWP (=BMWP') según la tipología y de acuerdo con las exigencias de la DMA propuesta por Alba-Tercedor *et al* (2004) y usadas en España.

Si comparamos las condiciones de referencia (calculadas con los datos de las estaciones de referencia del Ebro) y los valores frontera las clases de calidad calculadas con las puntuaciones nuevas y las antiguas, vemos que no hay cambios muy importantes al aplicar unos valores de tolerancia u otros (tabla 7). Aunque el número de taxones que cambian su valencia ecológica es grande, la media y la suma total de los puntos de los taxones con las nuevas puntuaciones no es muy diferente a la obtenida con las antiguas puntuaciones establecidas por Jáimez-Cuéllar *et al.* (2004) (tabla 7). Lo que ocurre es que hay una compensación de los taxones que suben su puntuación con los que bajan y, por eso, el cómputo general es muy parecido.

Tabla 7. Condiciones de referencia para el índice IBMWP con los cortes entre las clases de calidad calculadas con las nuevas puntuaciones de los taxones (1) y con las antiguas (2), en las estaciones de referencia presentes en la CHE.\* Para este ecotipo sólo existe una estación de muestreo por lo que no es posible aplicar la metodología para el establecimiento de los cortes de calidad.

Ecotipo	Condición referencia		Límite muy bueno/bueno		Límite bueno/moderado		Límite moderado/deficiente		Límite deficiente/malo	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
9. Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	199,5	198,5	196,5	191,3	119,9	116,7	70,7	68,9	29,5	28,7
11. Ríos de montaña mediterránea silíceo	263	256,5	213,3	210,8	130,1	128,6	76,8	75,9	32,0	31,6
12. Ríos de montaña mediterránea calcárea	216	208	195,3	194,3	119,1	118,5	70,3	69,9	29,3	29,1
15. Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16. Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	181,5	191	174,8	184,0	106,6	112,2	62,9	66,2	26,2	27,6
26. Ríos de montaña húmeda calcárea	230	225	207,0	200,0	126,3	122,0	74,5	72,0	31,1	30,0
27. Ríos de alta montaña	199	197	183	182	111,6	111,0	65,9	65,5	27,5	27,3

Si la comparación la realizamos con respecto a las puntuaciones y límites de corte dados en la versión 5.2 del Borrador de Interpolación las diferencias son mucho más notables (tabla 8).

Estas oscilan entre los casi 44 puntos para el ecotipo 9 en la condición de referencia y los 83 puntos en el ecotipo 11. Estas grandes diferencias también hacen variar notablemente los valores frontera entre las clases de calidad. La repercusión de esto es que se sobrevaloran las clases de calidad calculadas con los datos aparecidos en la versión 5.2 del Borrador de Interpolación, pero no es debido a las nuevas valencias ecológicas calculadas sino a que las condiciones de referencia en la CHE son mucho más altas.

Esto nos hace pensar que es necesario ajustar las condiciones de referencia para cada demarcación hidrográfica o hacer una nueva evaluación, a nivel nacional, de las estaciones de referencia para ajustar mejor las condiciones de referencia y los límites de corte de las clases de estado ecológico que parece estar infravalorados.

Tabla 8. Condición de referencia y límites de corte de las clases de calidad, asignados en la IPH y la versión 5.2 del Borrador de Interpolación, para los ecotipos de la CHE que poseen estaciones de referencia en dicha demarcación hidrográfica.

Ecotipo	Nº Estaciones Ebro	Origen dato	Condición de refer	Límite muy bueno/bueno	Límite bueno/moderado	Límite moderado/deficiente	Límite deficiente/ malo
9. Ríos mineralizados de montaña mediterránea	3	IPH-CR 1.1	160	124,8	76,1	44,9	18,7
11. Ríos de montaña mediterránea silíceo	5	IPH-CR 1.1	180	140,4	85,6	50,5	21,1
12. Ríos de montaña mediterránea calcárea	13	IPH-CR 1.1	150	133,5	81,4	48,1	20
15. Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados	1	Interpolación-CR 1.1	110	91,3	55,7	32,9	13,7
16. Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	1	Interpolación-CR 1.1	101	83,3	50,8	30	12,5
26. Ríos de montaña húmeda calcárea	14	IPH-CR 1.1	161	127,2	77,6	45,8	19,1
27. Ríos de alta montaña	5	IPH-CR 1.1	158	135,9	82,9	48,9	20,4

### 5.1.2.6. Repercusión de las nuevas puntuaciones en el estado ecológico de las estaciones en la cuenca del Ebro

A continuación pasamos a comprobar como varían los resultados finales del IBMWP al introducir los cambios de puntuación propuestos para taxones indicados (en adelante IBMWP recalculado), usando los resultados obtenidos en los muestreos de 2008 y 2009 en la Red Biológica de la CHE. Una vez calculado el índice en ambos casos se estudiaron los cambios de clase bueno-moderado, usando los valores propuestos por la IPH para el cambio de clase y los que hemos propuesto en el informe, utilizando las estaciones de referencia de la CHE.

Para el total de 609 estaciones, 302 en 2008 y 307 en 2009 los valores obtenidos son los siguientes (tabla 9):

Tabla 9. Puntuación media y número de estaciones por encima y por debajo del umbral bueno/moderado en todas las estaciones de la CHE.

	IBMWP original	IBMWP recalculado
Media	164,64	166,59
Estaciones por debajo del umbral bueno/moderado con los cortes de clase propuestos en el informe	102	97
Estaciones por debajo del umbral bueno/moderado IPH	38	26

Las puntuaciones medias son prácticamente similares en ambos casos, por lo que de forma global el cambio de las puntuaciones no afecta al valor final del índice. De todas ellas en sólo el 3,9 % de las estaciones (24 del total de 609) se mantuvo el mismo valor de IBMWP, el 50,2 % (363) suben su puntuación una media de 7,70 puntos y el 36,1 % (220) bajan una media de 7,22 puntos. La estación que más aumentó su valor lo hizo en 24 puntos (estación 2029), y la que más bajó, usando las nuevas puntuaciones, lo hizo en 25 puntos (estación 504) (anexo 1).

En cuanto a la valoración del estado ecológico, usando los valores de la IPH, el 6,2 % (38) de las estaciones se encuentran por debajo de nivel bueno para el IBMWP original, mientras que utilizando el IBMWP recalculado con sus correspondientes límites de corte calculados en base a los nuevos valores de condición de referencia serían 26 (un 4,2 %) el número de estaciones que presentan valores de clase inferiores a bueno. De las 12 estaciones (lo que supone un 1,97 % del total de las estaciones) que cambian de clase todas suben de peor que bueno a mejor que bueno usando las nuevas puntuaciones.

Por tanto, al recalcularse el IBMWP con las nuevas puntuaciones la tendencia de todas las estaciones que modifican su estado (en el límite bueno-moderado), es la de subir de clase (en este caso de moderado a bueno). Probablemente porque algunas familias que habitan

normalmente zonas degradadas (incluidas en los órdenes Diptera, Coleoptera y Heteroptera) han aumentado su puntuación a valores intermedios y son las que mayoritariamente conforman la comunidad macrobentónica de estas estaciones. De hecho, Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor (1996) apuntaron que en hábitats pobres en diversidad de macroinvertebrados los valores, a nivel de familia, toman valores de tolerancia intermedios. Esto es uno de los motivos por los que en condiciones de estado ecológico pobre, los índices a nivel de familia, sobreestiman la calidad del agua (Bonada et al., 2004). Esto se podría corregir subiendo los límites de corte de las clases de calidad inferiores.

Si el análisis lo hacemos por ecotipos se obtienen los siguientes resultados (tabla 10):

Tabla 10. Puntuación media y número de estaciones por encima y por debajo del umbral bueno/moderado en todas las estaciones de la CHE por ecotipos.

	Ecotipo	109	111	112	115	116	117	126	127
IBMWP original	Media	126,29	233,82	172,80	145,89	69,60	122,96	187,39	187,55
	Estaciones por debajo de bueno (IPH)	23	0	9	0	2	0	3	0
	Estaciones por debajo de bueno usando umbrales calculado en el presente informe	50	0	35	-	9	-	8	1
IBMWP recalculado	Media	130,82	239	177,01	138,71	72,50	115,53	189,32	192,75
	Estaciones por debajo de bueno (IPH)	14	0	6	0	1	0	3	0
	Estaciones por debajo de bueno usando umbrales calculado en el presente informe	48	0	34	-	9	-	6	1
Estaciones que cambian de bueno a moderado / moderado a bueno usando los umbrales calculados en el presente informe		1/3	-	1/2	-	0/0	-	0/2	0/1

Al igual que ocurre con los valores brutos al hacer el análisis por ecotipos observamos que los valores medios presentan diferencias importantes y la tendencia general de las estaciones que cambian de clase en el umbral bueno-moderado es la de subir a buen estado.

## 5.2. Diatomeas

### 5.2.1. Resultados

Para el caso de las diatomeas no se ha podido realizar el reajuste de los límites de corte ya que no se tiene acceso al programa Omnidia en el que está incluida esta información para poder cambiarla y calcular la puntuación para las estaciones de referencia en la cuenca del Ebro, y de esta forma establecer los nuevos límites de corte para las clases de calidad.

De los 322 taxones identificados hasta el momento en la cuenca del Ebro, se realizaron los análisis para aquellos taxones que se encontraban con una mayor frecuencia (al menos 10 casos), de forma que se ha podido calcular el DIS en 142 taxones del total (46%). En la tabla 11 se muestran los resultados obtenidos con el método del DIS teniendo en cuenta los rangos superior e inferior del óptimo (entre 1 de peor calidad y 5 de mejor calidad), equivalente al valor de sensibilidad (s) del índice comúnmente utilizado IPS, así como los valores del DIS teniendo en cuenta los rangos superior e inferior de la tolerancia (entre 1 menos tolerante y 3 más tolerante) o valor indicador (v) para el IPS.

Hay que tener en cuenta que la comparativa con respecto a los valores del IPS es meramente orientativa en el sentido en el que, para este índice, estos valores de sensibilidad se han calculado en base al uso de medias ponderadas por la abundancia, según la fórmula de Zelinka y Marvan (Zelinka y Marvan, 1961) y, además, las variables con las que se calculó el IPS (Kelly y Whitton, 1995) no son las mismas de las que disponíamos para el presente estudio. No obstante, se ha optado por usar el Robust Optimum Method debido a que las variables ponderadas por la abundancia no se distribuyen como una normal (figura 6) y para estos casos es más adecuado usar los cuartiles ponderados (Quinn y Keough, 2002). Solo hemos representado la distribución de frecuencias y el resultado del test de normalidad Kolmogoroff-Smirnov para la especie *Achnanthydium alteragracillima* (AATG) aunque en ninguna del resto de las especies se distribuyen como una normal.

Tabla 11. Puntuaciones de sensibilidad (Cuartil óptimo) y tolerancia (Cuartil de tolerancia) obtenidas con el Robust Optimum Method y puntuaciones de sensibilidad (IPS S) y tolerancia (IPS V) dadas para el índice IPS para cada uno de los taxones tenidos en cuenta en el presente estudio.

Taxón	Cuartil óptimo	Cuartil de tolerancia	IPS S	IPS V
<i>Achnanthydium minutissimum</i> var. <i>cryptocephala</i>	3,7	1	5	1
<i>Achnanthydium jackii</i>	3,1	3	5	2
<i>Achnanthydium alteragracillima</i>	3,8	1	5	2
<i>Achnanthydium atomoides</i>	4	1	5	2
<i>Achnanthydium atomus</i>	3,7	2	5	2
<i>Achnanthydium eutrophilum</i>	3,8	1	5	1
<i>Achnanthydium lineare</i>	4	1	5	2
<i>Achnanthydium affine</i>	3,7	1	3	1

Taxón	Cuartil óptimo	Cuartil de tolerancia	IPS S	IPS V
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	3,7	2	5	1
<i>Achnanthydium pyrenaicum</i>	3,8	1	5	1
<i>Achnanthydium saprophilum</i>	3,7	2	3	1
<i>Achnanthydium straubianum</i>	3,8	2	3	2
<i>Achnanthydium subatomus</i>	3,5	2	5	1
<i>Amphora inariensis</i>	4,2	1	5	1
<i>Amphora libyca</i>	3,6	2	4	2
<i>Amphora ovalis</i>	4,1	1	3	1
<i>Amphora pediculus</i>	3,6	2	4	1
<i>Amphora veneta</i>	3,3	1	4	1
<i>Aulacoseira granulata</i>	3,7	1	2,9	1
<i>Bacillaria paradoxa</i>	3,7	1	2	3
<i>Brachysira aponina</i>	4,3	2	5	2
<i>Brachysira vitrea</i>	4,5	1	5	2
<i>Caloneis bacillum</i>	3,8	2	4	2
<i>Cocconeis pediculus</i>	3,7	1	4	2
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>placentula</i>	3,5	2	4	1
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	3,9	1	3,6	1
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	3,7	2	4	1
<i>Cocconeis pseudolineata</i>	3,7	1	5	1
<i>Cyclotella atomus</i>	3,8	1	2	1
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	4,2	2	5	1
<i>Cyclotella distinguenda</i> var. <i>distinguenda</i>	2,8	3	4	2
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>	3,1	2	3	1
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3,9	1	2	1
<i>Cyclotella ocellata</i>	4	1	3	1
<i>Cyclotella radiosa</i>	3,2	1	4	1
<i>Cymbella affinis</i> var. <i>affinis</i>	3,4	2	4	2
<i>Cymbella delicatula</i>	4,6	1	5	2
<i>Cymbella helvetica</i>	4,3	1	5	3
<i>Denticula tenuis</i>	3,9	2	5	3
<i>Denticula tenuis</i> var. <i>crassula</i>	3,5	1	5	3
<i>Diatoma ehrenbergii</i>	4,4	1	4	3
<i>Diatoma mesodon</i>	2,9	2	5	3
<i>Diatoma moniliformis</i>	3,7	2	4	2
<i>Diatoma tenuis</i>	3	2	3	1
<i>Diatoma vulgare</i>	3,7	1	4	1
<i>Diploneis elliptica</i>	3,9	1	5	2
<i>Diploneis oblongella</i>	3,5	2	4	2
<i>Ellerbeckia arenaria</i>	3,7	2	5	3
<i>Encyonema caespitosum</i>	3,7	1	4	2
<i>Encyonema minutum</i>	4	1	4,8	2
<i>Encyonema silesiacum</i>	3,7	1	5	2
<i>Encyonopsis cesatii</i>	4,9	1	5	2
<i>Encyonopsis minuta</i>	3,7	1	4	2
<i>Eolimna minima</i>	1	3	2,2	1
<i>Eolimna subminuscula</i>	2,9	3	2	1
<i>Epithemia adnata</i>	3,4	2	4	3
<i>Eunotia minor</i>	3,8	1	4,6	1
<i>Fallacia lenzi</i>	4,1	1	5	1
<i>Fallacia subhamulata</i>	4	1	5	2

Taxón	Cuartil óptimo	Cuartil de tolerancia	IPS S	IPS V
<i>Fistulifera saprophila</i>	4,6	2	2	1
<i>Fragilaria arcus var. arcus</i>	3,9	1	5	2
<i>Fragilaria capucina var. austriaca</i>	4	1	5	1
<i>Fragilaria capucina var. capucina</i>	4	1	4,5	1
<i>Fragilaria gracilis</i>	3,9	1	4,8	1
<i>Fragilaria intermedia</i>	4,5	2	3	1
<i>Fragilaria rumpens</i>	4,5	1	4	1
<i>Fragilaria tenera</i>	3,5	1	4	2
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	3,5	2	3,4	1
<i>Frustulia vulgaris</i>	2,9	2	4	3
<i>Gomphonema angustum</i>	3,3	1	5	1
<i>Gomphonema clavatum</i>	1,9	2	5	2
<i>Gomphonema clevei</i>	3,2	2	5	3
<i>Gomphonema exilissimum</i>	4,4	1	5	1
<i>Gomphonema lateripunctatum</i>	4,3	1	5	3
<i>Gomphonema minutum</i>	3,7	2	4	1
<i>Gomphonema olivaceum</i>	3,8	2	4,6	1
<i>Gomphonema parvulum</i>	3,5	1	2	1
<i>Gomphonema pumilum</i>	3,6	2	4,5	1
<i>Gomphonema tergestinum</i>	3,3	2	4	3
<i>Gomphonema truncatum</i>	3,3	2	4	1
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	4	1	4	3
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	3,9	2	4	3
<i>Kolbesia gessneri</i>	4,3	1	3,9	2
<i>Mayamaea atomus</i>	3,3	1	2,2	1
<i>Mayamaea atomus var. permitis</i>	3,7	2	2,3	1
<i>Melosira varians</i>	3,5	2	4	1
<i>Meridion circulare</i>	4	2	5	2
<i>Navicula antonii</i>	4,5	1	4	1
<i>Navicula capitatoradiata</i>	3,3	1	3	2
<i>Navicula caterva</i>	3	2	3	1
<i>Navicula cincta</i>	4,1	2	3	1
<i>Navicula cryptocephala</i>	3,9	2	3,5	2
<i>Navicula cryptotenella</i>	3,8	2	4	1
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	4	2	3,5	1
<i>Navicula erifuga</i>	3,7	1	2	3
<i>Navicula gregaria</i>	3,4	2	3,4	1
<i>Navicula lanceolata</i>	3,7	2	3,8	1
<i>Navicula menisculus</i>	3,7	2	4	1
<i>Navicula radiosa</i>	3,8	1	5	2
<i>Navicula recens</i>	3,8	1	2,8	2
<i>Navicula reichardtiana</i>	3,7	2	3,6	1
<i>Navicula rostellata</i>	3,4	2	3	3
<i>Navicula tripunctata</i>	3,8	2	4,4	2
<i>Navicula veneta</i>	3,7	2	1	2
<i>Nitzschia acicularis</i>	4	2	2	2
<i>Nitzschia amphibia</i>	3	2	2	2
<i>Nitzschia archibaldii</i>	2,7	2	3,8	2
<i>Nitzschia capitellata</i>	5	2	1	3
<i>Nitzschia denticula</i>	4,1	1	4	2
<i>Nitzschia dissipata var. dissipata</i>	3,7	2	4,5	3

Taxón	Cuartil óptimo	Cuartil de tolerancia	IPS S	IPS V
<i>Nitzschia filiformis var. filiformis</i>	4,2	1	3	3
<i>Nitzschia fonticola</i>	3,8	2	3,5	1
<i>Nitzschia frustulum var. frustulum</i>	3,1	2	2	1
<i>Nitzschia inconspicua</i>	2,9	2	2,8	1
<i>Nitzschia lacuum</i>	4,2	1	5	2
<i>Nitzschia linearis var. linearis</i>	3,9	1	3	2
<i>Nitzschia microcephala</i>	3,6	2	1	3
<i>Nitzschia palea</i>	3,5	2	1	3
<i>Nitzschia palea var. debilis</i>	4,5	1	3	1
<i>Nitzschia paleacea</i>	3,9	2	2,5	1
<i>Nitzschia pusilla</i>	4,1	1	2	3
<i>Nitzschia recta</i>	4,2	2	3	2
<i>Nitzschia supralitorea</i>	4,2	1	1,5	2
<i>Planothidium frequentissimum</i>	3,7	1	3,4	1
<i>Planothidium lanceolatum</i>	3,7	2	4,6	1
<i>Planothidium rostratum</i>	3,5	1	4,4	1
<i>Platessa conspicua</i>	2,4	3	4	1
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	3,9	1	3	1
<i>Reimeria sinuata</i>	3,8	1	4	1
<i>Reimeria uniseriata</i>	3,4	2	4,8	1
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	3,4	2	4	1
<i>Sellaphora pupula</i>	3,7	2	2,6	2
<i>Staurosira elliptica</i>	3,8	1	3	1
<i>Staurosirella pinnata</i>	3,8	1	4	1
<i>Surirella angusta</i>	4,3	1	5	1
<i>Surirella brebissonii var. brebissonii</i>	3,7	2	3	2
<i>Surirella brebissonii var. kuetzingii</i>	3,5	2	3	2
<i>Tryblionella apiculata</i>	3,7	2	2,4	2
<i>Tabularia fasciculata</i>	3,9	1	2	3
<i>Ulnaria biceps</i>	3,7	1	3	1
<i>Ulnaria ulna</i>	3,9	1	3	1
<i>Ulnaria ulna var. acus</i>	3,8	2	4	1

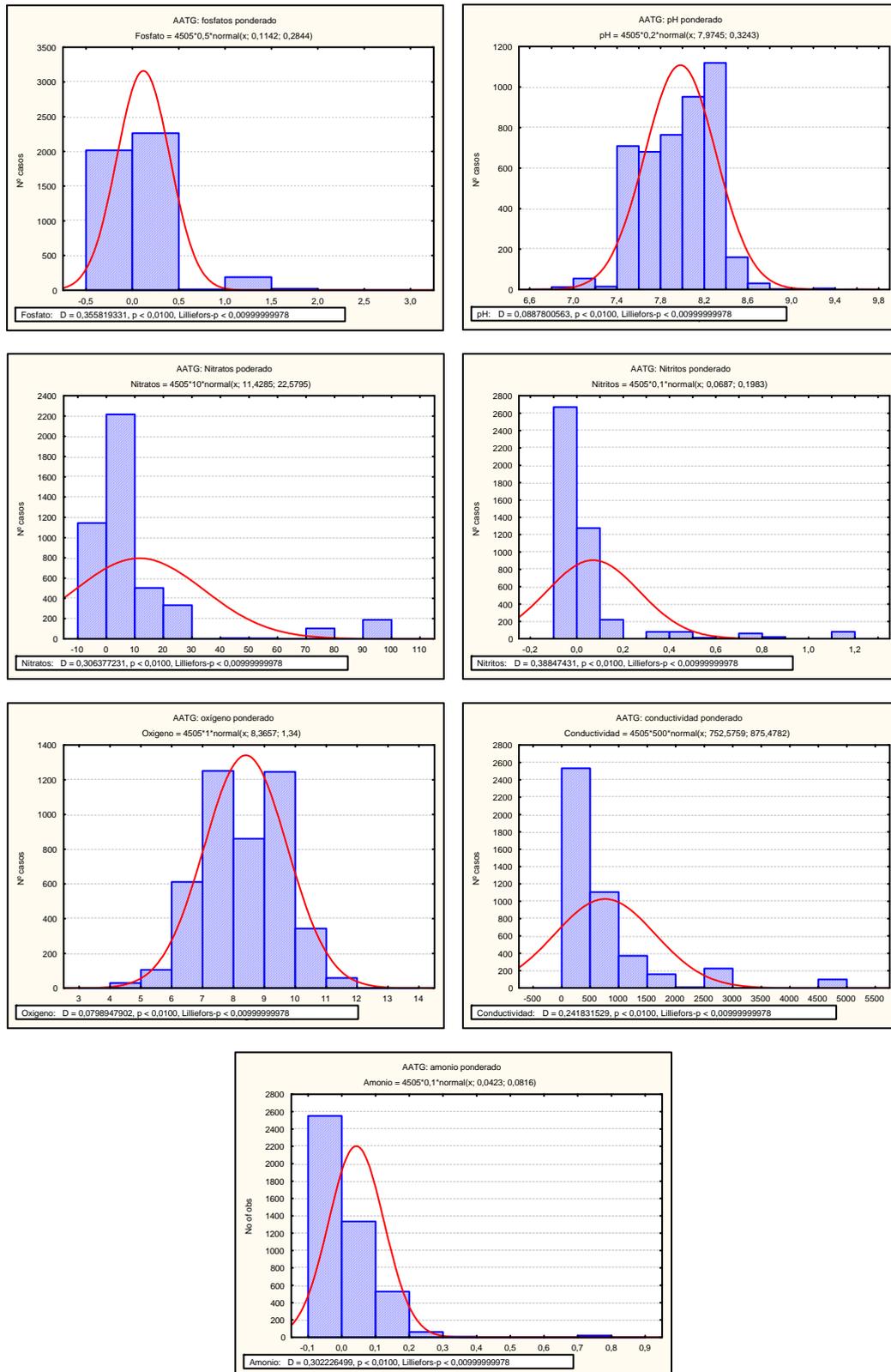


Figura 6. Representación en histogramas de la distribución de frecuencias de los datos de los parámetros físico-químicos incluidos en el presente trabajo para la especie *Achnanthydium alteragracilima*. También se representa el resultado del test de normalidad Kolmogoroff-Smirnov y su significancia estadística.

### 5.2.2. Discusión

Los resultados presentados en la tabla 11 muestran diferentes interpretaciones, que comentaremos a continuación.

En primer lugar, la homogeneidad de las puntuaciones obtenidas en los taxones incluidos dentro del género *Achnantheidium*. El complejo de taxones entorno a *A. minutissimum* (*Achnantheidium minutissimum* var. *cryptocephala*, *Achnantheidium jackii*, *Achnantheidium eutrophilum*, *Achnantheidium lineare*, *Achnantheidium affine*, *Achnantheidium saprophilum*) es complicada y los criterios de identificación han cambiado varias veces (Potapova & Hamilton, 2007). Este complejo es considerado ubiquista (Van Dam et. al., 1994) y también tolerante a ciertos aportes químicos (Stevenson & Bahls 1999), aunque está considerado por otros autores (Biggs & Stevenson 1996) como indicador de zonas alteradas, debido a su alta capacidad de reproducción (estratega de la R), ya que constituye uno de los primeros colonizadores. Es posible que en algunas ocasiones se confundan estos taxones entre sí debido a dicha similaridad. Este problema es planteado en algunos estudios como el realizado por Kahlert et al. (2009), en el que destaca los problemas que suelen acontecer en la identificación del complejo "*minutissimum*" para los distintos técnicos que forman parte del estudio, proponiendo una categorización en función de la anchura de las poblaciones encontradas, y relacionando esta medida con el estado trófico. Las puntuaciones que hemos obtenido con el método del DIS nos confirman la homogeneidad en las puntuaciones entre los diferentes taxones del complejo (entre 3,7 y 4), que son inferiores a los valores de sensibilidad considerados en el IPS (variación entre 3 y 5). Cabría la posibilidad de tratar a los taxones no solamente como entes individuales, sino en casos como este, agruparlos como complejos funcionales que integrarían la gran variabilidad ecológica y morfológica, tal y como propone Kelly & Whitton (1995), donde desarrolla un índice (TDI) con la combinación mixta en la identificación a nivel de especie y en determinados grupos a nivel de taxones más amplios (género).

Respecto a *Achnantheidium pyrenaicum* puede presentar también confusión con otros taxones como *A. subatomus*, *A. rivulare*, *Achnanthes thienemannii* o *Rossithidium pusillum*, alguno de ellos como *A. rivulare* o *A. thienemannii*, presentan puntuaciones más bajas, pudiendo explicar el porqué la puntuación del DIS obtenida en el presente estudio, es significativamente más baja que en el IPS (Álvarez Blanco et. al 2010).

Pueden existir también problemas de identificación entre las diferentes variedades de *Cocconeis placentula*, tal y como indica Prygiel (2002). Las puntuaciones del DIS son bastante similares entre los diferentes taxones de lo que antes era considerado variedades de una misma especie (*C.placentula* var. *placentula*, *C.placentula* var.*euglypta*, *C. placentula* var. *lineata*). Si bien son tolerantes a una polución media, *C. euglypta* es considerado como más tolerante a la contaminación. Si las puntuaciones de *C. euglypta* las comparamos con los valores del IPS, esta característica no se observa como tal (aunque la diferencia no es muy grande), esto podría deberse a una confusión entre este taxón y *C. lineata* y *C. placentula*,

especialmente cuando en la muestra nos aparece la valva rafídea que es indistinguible entre los tres taxones, por lo que podría producirse cierto margen de variación.

La puntuación más alta del DIS para *Gomphonema parvulum* (no se distinguió entre las diferentes variedades y formas), podría deberse a la compleja separación con *Gomphonema exilissimum* (Kahler et al. 2009), ya que el IPS tiene valores muy diferentes ( $s=5$  y  $v=1$ ) a *G. parvulum* ( $s=2$  y  $v=1$ ), la posible identificación de *G. exilissimum* ha podido sobreestimar las puntuaciones de *G. parvulum*.

Otro grupo de taxones a tener en cuenta por su complejidad y que presenta controversia en nuestros resultados es el del antiguo grupo de pequeñas *Navicula s.l.*, ahora distribuido en diferentes géneros. Tal es el caso de *Mayamaea atomus*, *Mayamaea atomus* var. *permitis*, *Eolimna minima*, *Fistulifera saprophila*, *Eolimna subminuscula*. Todas ellas se caracterizan por encontrarse en zonas del río con algún tipo de impacto relacionado con la eutrofización o carga orgánica. Especialmente se presentan problemáticas *Fistulifera saprophila* y *Mayamaea atomus* var. *permitis*, cuya identificación hace esencial la utilización de contraste de fases, pues tienen la particularidad de ser bastante crípticas a microscopía óptica, por lo que puede ser frecuente la no identificación de alguno de estos taxones o el hecho de no contar el número suficiente de valvas, lo que ha podido sobreestimar la puntuación del DIS con respecto al IPS.

Los taxones *Nitzschia palea* y *Nitzschia palea* var. *debilis* constituyen una parte importante en los inventarios de este tipo de trabajos, en zonas que oscilan entre mesotróficas y eutróficas. La distinción de ambos taxones es un problema y la literatura no nos da una clara separación entre ambos (Kahler et al. 2009). Aunque *N. palea* v. *debilis* tiene las valvas más estrechas, este carácter se suele solapar en ambos taxones (Krammer & Lange-Bertalot 1997; Trobajo and Cox 2004), la sobreestimación del DIS para *Nitzschia palea* puede deberse a este solapamiento con individuos de *N. palea* v. *debilis*.

Por último, comentar los taxones *Gomphonema pumilum* (no se identificó a nivel de variedad) y *Gomphonema minutum*, estos pueden ser también confundidos. *Gomphonema minutum* tiene un valor IPS indicador inferior a *Gomphonema pumilum*. La puntuación DIS de este último es menor a la del IPS, y podría deberse a la identificación de *G. minutum* cuando se trataba de *G. pumilum*.

Hasta ahora hemos comentado los motivos por los que pensamos que ha existido variación en la puntuación del DIS con respecto al IPS. Existen varios taxones que mantienen una puntuación del DIS bastante parecida y razonable con respecto al IPS y cuya identificación no plantea los problemas que en los anteriores taxones, como *Cocconeis pediculus*, *Cymbella delicatula*, *Diatoma tenuis*, *Diatoma vulgaris*, *Encyonema caespitosum*, *Encyonopsis minuta*, *Navicula antonii*, *Navicula gregaria* (aunque el valor de tolerancia es mayor en el Ebro), *Navicula reichardtiana* (también con una mayor tolerancia), *Nitzschia fonticola*, *Nitzschia inconspicua*, *Planothidium frequentissimum*, *Reimeria sinuata*, entre otros.

Por otro lado, existen taxones que en principio no plantean problemas taxonómicos importantes y presentan una puntuación del DIS alejada de los valores del IPS y que por lo tanto sería interesante estudiar. Tal es el caso de, *Amphora libyca*, *Amphora ovalis*, *Amphora pediculus*, esta última creemos que debería de tener una puntuación más baja en el IPS (según nuestra experiencia y el comentario oral con otros especialistas) y los datos de DIS obtenidos confirman esta creencia, así como las especies *Amphora veneta*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cyclotella ocellata*, *Ellerbeckia arenaria*, *Fallacia lenzi*, *Fallacia subhamulata*. La especie *Fragilaria arcus* es interesante pues su carácter epífito predominantemente sobre filamentosas del género *Cladophora* o *Hydrurus* puede llevarnos a conclusiones erróneas, ya que su mayor o menor aparición puede estar condicionada al tipo de sustrato y no tanto a la calidad del agua (comunicación personal de Pedro M. Sánchez Castillo). Otras especies cuya puntuación varía considerablemente con respecto al IPS son: *Gomphonema clevei*, *Gomphonema olivaceum* (en este caso el IPS lo sobreestima y nuestros datos lo confirman), *Meridion circulare*, *Navicula cincta*, *Navicula erifuga*, *Navicula radiosa*, *Navicula recens*, *Navicula tripunctata*, *Nitzschia capitellata* (en este caso necesita una revisión debido a que la diferencia con la puntuación respecto al IPS es muy alta y esto podría tener que ver con el escaso número de casos y, por tanto, sería necesario ampliar el estudio para esta especie en otras áreas geográficas y acumular más datos), *Nitzschia dissipata* (pensamos que puede estar sobrevalorado en el IPS), *Reimeria sinuata* o *Rhoicosphenia abbreviata* (pensamos que puede estar sobrevalorado en el IPS). La especie *Tryblionella apiculata*, en el Ebro, aparece en lugares con mejor calidad que en Europa central, ya que esta especie aparece en aguas con una alta conductividad asociada a contaminación en países más húmedos, y en nuestras latitudes existen muchas zonas con una conductividad natural alta y no siempre están asociados a contaminación.

Estas diferencias pueden deberse a que los índices utilizados se ha desarrollado en base a datos autoecológicos de regiones con características distintas a las que poseemos en la cuenca del Ebro, pudiendo variar el óptimo ecológico y el valor de tolerancia con respecto a donde se desarrolló el índice (normalmente en países de Europa central). Los cambios pueden deberse a la variabilidad genética (Charles et al, 2006) de una misma especie o a algún parámetro ambiental que no seamos capaces de detectar y que afecte más en unas regiones que en otras. De ahí, la insistencia de varios autores sobre el desarrollo de adaptar los índices a cada tipo de río o región (Rimet et al, 2004, Rimet et al, 2005, Salusso & Moraña 2002).

Podemos decir que el método del DIS para calcular la valencia ecológica es muy adecuado para trabajar con datos no paramétricos (que no tienen una distribución normal), como es el caso que nos ocupa. También nos hace pensar en la necesidad de revisar la puntuaciones de tolerancia y sensibilidad de algunos taxones de diatomeas en España, ya que no se ajustan a lo descrito en el índice IPS, probablemente debido, como ya se ha mencionado, a que las condiciones locales a las que hace referencia este trabajo, no son las mismas que las establecidas para el ámbito geográfico, mucho mayor, que tiene en cuenta el IPS (centroeuropa). Esto refleja también, la necesidad de diseñar un índice de diatomeas propio

para la península o para cada cuenca, utilizando este método (DIS) o adaptando la fórmula de Zelinka y Marvan (1961), como en otros muchos trabajos han hecho. Esto conseguiría adaptar y ajustar mucho más los índices de diatomeas bentónicas a las características de la región donde nos encontramos.

## 6. Conclusiones

1. Las metodologías basadas en la ponderación de las variables físico-químicas por la abundancia de los taxones (tanto las que usan la media o los cuartiles 1 y 3) sobrestiman las puntuaciones de los macroinvertebrados, debido a que estas variables no determinan directamente la abundancia de dichos taxones y tienden a dar más peso a aquellas estaciones en donde hay mayor número de individuos. Por ello es más adecuado el uso de metodologías basadas en la presencia/ausencia de los taxones sin tener en cuenta las abundancias.

2. Las diatomeas, como organismos fotosintéticos, son muy dependientes de las concentraciones de nutrientes y de las características físico-químicas del agua por su desarrollo poblacional, por lo que son más adecuados los métodos basados en la ponderación de dichas variables por la abundancia.

3. Para los macroinvertebrados la mayoría de las variables no ponderadas por la abundancia de los taxones no se distribuyen como una normal, por lo que es más idóneo el uso del "Robust Optimum Method " que tiene en cuenta a los cuartiles 1 y 3 como los límites inferior y superior del óptimo ecológico, respectivamente.

4. En el caso de las diatomeas las variables ponderadas nunca tienen una distribución normal por lo que también es más adecuado el uso del "Robust Optimum Method".

5. De los 118 taxones de macroinvertebrados acuáticos contemplados en el índice IBMWP presentes en la Confederación Hidrográfica del Ebro se ha podido calcular su valencia ecológica en 81 de ellos (68,6%).

6. Tras calcular el D.I.S. de los 81 taxones, en 38 taxones (un 30,6% del total) se han obtenido puntuaciones más bajas de las que tenían asignadas en el índice IBMWP (son más tolerantes de lo que se pensaba inicialmente), en 10 taxones (un 8,1%) se han obtenido puntuaciones iguales a las que tenían asignadas en el índice IBMWP y en 33 taxones (un 26,6% del total) se han obtenido puntuaciones más altas de las que tenían asignadas en el índice IBMWP (son más intolerantes de lo que se pensaba inicialmente). Casi la mitad de todos los taxones que han bajado o subido su puntuación lo han hecho en un punto, con lo que su puntuación final calculada en el presente trabajo es muy similar a la del IBMWP. El resto de los taxones si poseen diferencias más importantes.

7. En general, Ordenes como Coleopteros, Dípteros o Heterópteros poseen unas puntuaciones infravaloradas con el IBMWP.

8. Tras recalcular los valores del IBMWP con las nuevas puntuaciones, tanto para los taxones como para los límites de corte de estado ecológico, la tendencia de las estaciones que modifican su estado (1,97 % del total) (en el límite bueno-moderado), es la de subir de clase (en este caso de moderado a bueno).

9. Tras calcular la condición de referencia y los valores frontera de las clases de calidad para los ecotipos que poseen estaciones de referencia en la Cuenca del Ebro, se observa que son mucho más altos que los límites establecidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica y en los diferentes Borradores de Interpolación, por lo que la condición de referencia estaría infravalorada en comparación con las calculadas en la cuenca del Ebro y, por consiguiente, las clases de calidad calculadas de acuerdo a la IPH estaría sobrevaloradas con respecto a las realmente calculadas para la Demarcación del Ebro. En resumen para muchas estaciones de la Demarcación del Ebro la clase de calidad del estado ecológico está por encima de la clase real.

10. Existe dificultades de identificación taxonómica en diversos taxones de diatomeas que hacen difícil poder sacar conclusiones sobre su valencia ecológica.

11. En el resto de taxones en donde han aparecido diferencias significativas en los valores de tolerancia y sensibilidad con respecto a las que poseen en el IPS, es necesario realizar estudios más amplios a nivel de la Península Ibérica para confirmar estas diferencias que nos permitan ajustar el índice IPS a nuestro ámbito geográfico.

12. Sería necesario plantear la posibilidad de diseñar un índice de diatomeas bentónicas para España con las especies presentes en nuestro territorio y con las características físico-químicas, biogeográficas y de variabilidad propias de dicho ámbito geográfico.

## 7. Bibliografía

Alba-Tercedor, J., 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA) (Vol. II): 203-213.

Alba-Tercedor, J., 2007.- De la "calidad biológica" al "estado ecológico" de los cursos de agua. Uso de los macroinvertebrados acuáticos: antecedentes y situación actual a la luz de la directiva marco del agua. *XIII Curso Limnología Aplicada: embalses, lagunas y ríos* - 26 al 30 MARZO 2007. Ministerio de Fomento-Ministerio de Medio Ambiente. Centro De Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Madrid. 596 pp. NIPO: 163-07-003-2.

Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, M., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S., Zamora-Muñoz, C. (2004). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3-4), 2002: 175-185.

Alba-Tercedor, Picazo-Muñoz, J. & Zamora-Muñoz, C., 1995. *Relationships between the distribution of mayfly nymphs and water quality in the Guadalquivir River basin (Southern Spain)*. En: *Current Research on Ephemeroptera*. pp. 41-54 (L.D. Corkum & J.J.H. Ciborowski Editors), Canadian Scholar Press Toronto.

Alba-Tercedor, J. & Prat, N. (1992). Spanish experience in the use of macroinvertebrates as biological pollution indicators. En: *River Water Ecology. Ecological Assessment and Control*. 1992. pp 733-738. (Eds. Newman, P.J., M.A. Piavaux y R.A. Sweeting). Commission of the European Communities. Brussels. ISBN.: 92-826-2929-5.

Alba-Tercedor, J. & Pujante, A. (2000). Running-water biomonitoring in Spain: Opportunities for a predictive approach. Pp: 207-216. En: *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and similar techniques* (J.F. Whright, D.W. Sutcliffe y M.T. Furse, Editors). Freshwater Biological Association, Ambleside. ISBN: 0-900386-62.

Alba-Tercedor, J. & 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.

Álvarez-Blanco I, Cejudo-Figueiras C, Bécares E, Blanco S. 2010. Spatiotemporal changes in diatom ecological profiles: implications for biomonitoring. *Limnology*. DOI 10.1007/s10201-010-0333-1

Armitage, P.D., Moss, D., Whright, J.F. y Furse, M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17(3):333-347

Biggs, B.J.F. 1996: Epiphytic algae of streams. 31–54. In: Stevenson, R.J., Bothwell, Charles D.F., Acker F.W., Hart D.D., Reimer C. W. & Cotter P.B. 2006. Large-scale regional variation in diatom-water chemistry relationships: rivers of the eastern United States. *Hydrobiologia* 561: 27-57.

Bigler, C., Hall, R.I., 2002. Diatoms as indicators of climatic and limnological change in Swedish Lapland: a 100-lake calibration set and its validation for paleoecological reconstructions. *Journal of Paleolimnology*, 27: 97-115

Birks, H.J.B., Line, J.M., Stevenson, A.C. y ter Braak, C.J.F. 1990. Diatoms and pH reconstruction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London series B*, 327:263-278.

Bonada, N. 2003. Ecology of the macroinvertebrate communities in mediterranean rivers at different scales and organization levels. PhD thesis, University of Barcelona, Barcelona. Available from: <http://www.tdx.cbuc.es/>.

Bonada, N., Zamora-Muñoz, C., Rieradevall, M & Prat, N. (2004). Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean Streams: implications for bioassessment methods. *Environmental Pollution*, 132: 509-521.

Butturini, A., Sabater, S. y Romaní, A.M. (2009). La química de las aguas. Los nutrientes. En: Elosegui y Sabater (Eds). *Conceptos y Técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA, Bilbao, 2009, 444 pp.

CEMAGREF, 1982. Etude des methods biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse-Semagref, Lyon, 218 pp.

Charles D.F., Acker F.W., Hart D.D., Reimer C. W. & Cotter P.B. 2006. Large-scale regional variation in diatom-water chemistry relationships: rivers of the eastern United States. *Hydrobiologia* 561: 27-57.

Gasith, A. & Resh, V.H. (1999). Streams in Mediterranean Climate regio: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30:51-81

González del Tánago, M. y García de Jalón, D. 1984. Desarrollo de un índice biológico para estimar la calidad del agua de la cuenca del Duero. *Limnetica*, 1: 263-272.

Jáimez-Cuéllar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas, J., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Sáinz-Cantero, C., Sánchez-Ortega,

A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Zamora-Muñoz, C. y Alba-Tercedor, J., (2004). Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*, 21(3-4), 2002: 187-204.

Jáimez Cuéllar, P; Palomino Morales, J.A.; Luzón Ortega, J.M.; Y Alba Tercedor, J. (2006). Comparación de metodologías empleadas para la evaluación del estado ecológico de los cursos de agua. *Tecnología del Agua*, 278: 42-57.

Hengeveld, R. 1990. *Dynamic Biogeography*. Cambridge University Press, Cambridge.

Kahlert, M., Albert, R.-L., Antilla, E.-L., Bengtsson, R., Bigler, C., Eskola, T., Gälman, V., Gottschalk, S., Herlitz, E., Jarlman, A., Kasperovicene, J., Kokocinski, M., Luup, L., Miettinen, J., Paunsksnyste, I., Piirsoo, K., Quintana, I., Raunio, J., Sandell, B., Simola, H., Sundberg, I., Vilbaste, S. And Weckström, J. 2009. Harmonization is more important than experienced results of the first Nordic-Baltic diatom intercalibration exercise 2007 (stream monitoring). *Journal of Applied Phycology* 21:471-482.

Kelly M.G. & Whitton B.A. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-44.

Krammer K, Lange-Bertalot H (1997) Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. (Ergänzter Nachdruck der 1. Auflage). Fischer, Stuttgart.

Munné, A, Prat N. (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

Potapova M. & Charles D.F. 2007. Diatom metric for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators* 7: 48-70 Press, San Diego.

Prygiel, J., Carpentier, P., Almeida, S., Coste, M., Druart, J.-C., Ector, L., Guillard, D., Honoré, M.-A., Iserentant, R., Ledegenck, P., Lalanne-Cassou, C., Lesniak, C., Mercier, I., Moncaut, P., Nazart, M., Nouchet, N., Peres, F., Peeters, V. [more] 2002. Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology* 14: 27-39.

Quinn, G. & Keough, M. (2002). *Experimental design and data analysis for Biologist*. Cambridge University Press.

ter Braak, C.J.F. & Looman, C.W.N. (1986). Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio*, 65: 3-11.

ter Braak, C.J.F. & Van Dam, H. (1989). Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia*, 178: 209-223.

Rimet F., Cauchie H.M., Hoffmann L. & Ector L. 2005. Response of diatom indices to simulated water quality improvements in a river. *Journal of Applied Phycology* 17: 119-128.

Rimet F., Ector L., Cauchie H.M. & Hoffmann L. 2004. Regional distribution of diatom assemblages in the headwater streams of Luxembourg. *Hydrobiologia* 520: 105-117.

Salusso M.M. & Moraña L.B. 2002. Comparación de índices bióticos utilizados en el monitoreo de dos sistemas lóticos del noroeste argentino. *Biología Tropical* 50: 327-336.

Stevenson, R. J. & Bahls, L. L. 1999. Periphyton protocols. In Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & Strubling, J. B. [Eds.] *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. 2nd ed. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC, chap. 6.

Trobajo R, Cox EJ. 2004. Examination of the type material of *Nitzschia frustulum*, *N. palea* and *N. palea* var. *debilis*. In: *J Appl Phycol* (2009) 21:471–482 481 Witkowski A (ed) Eighteenth International Diatom Symposium, Miedzyzdroje, Poland. Biopress, Bristol, pp 431–445.

Van Dam H., Mertens A. & Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28 : 117–133.

Verdonshot, P.F.M. & Highler, L.W.G. (1992). Optima and tolerances of Trichoptera larvae for key factors in Dutch inland waters. *Proceedings of the seventh International Symposium on Trichoptera*, pp 293-296.

Westman, W.E. 1991. Measuring realized niche space: climatic response of chaparral and coastal sage scrub. *Ecology*, 72:1678-1684.

WFD CIS Working Group 2A. (2005). Template for the development of a boundary setting protocol for the purposes of the intercalibration exercise. Electronic document. Public EEWAI (JRC) CIRCA library.

[http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc\\_eewai/library?l=/intercalibration/intercalibration\\_1/ecostat\\_boundary/EN\\_1.0\\_&a=d](http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/intercalibration/intercalibration_1/ecostat_boundary/EN_1.0_&a=d)

Whittaker, R.H. (1967). Gradient análisis of vegetation. *Biological Review*, 42: 207-264.

Wiens, J.A. 1989. *The ecology of bird communities*. 1. Foundations and Patterns. Cambridge University Press, Cambridge.

Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A. y Alba-Tercedor, J. (1995). Are biological indices BMWP' and ASPT' and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. *Water Research* 29(1): 285-290.

Zamora-Muñoz, C. & Alba-Tercedor, J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 332-352.

Zelinka M, & Marvan P (196 1) Zur Prazisierung derbiologischen Klassifikation des Reinheit fliessender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57: 389-407.

**Anexo 1: Datos del cálculo del IBMWP con las nuevas puntuaciones obtenidas en el presente trabajo para todas las estaciones del Ebro.**

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
1	29-jul-09	115	143	158
1	20-ago-08	115	163	184
2	10-ago-08	117	114	122
2	07-jul-09	117	100	110
3	11-ago-08	115	173	185
3	09-jul-09	115	163	176
4	14-jul-08	115	121	133
4	08-jul-09	115	97	110
5	14-jul-08	115	109	132
9	04-jul-08	116	77	77
10	26-jun-09	112	105	99
13	24-jul-08	112	158	155
13	06-ago-09	112	154	152
14	30-jun-09	109	61	56
14	23-jun-08	109	76	69
15	30-jun-09	109	108	103
15	11-jul-08	109	173	171
17	03-ago-09	115	96	98
17	21-jul-08	115	114	120
18	04-ago-08	126	212	212
18	17-ago-09	126	194	199
22	08-ago-09	126	118	107
23	07-ago-08	126	191	181
23	08-ago-09	126	166	158
24	04-ago-08	115	100	89
24	22-jul-09	115	90	81
25	23-jul-09	115	114	100
25	28-jul-08	115	119	106
27	03-ago-09	117	130	133
27	15-jul-08	117	167	177
32	02-jul-08	109	173	170
32	25-jun-09	109	162	163
33	25-jun-09	109	178	175
36	18-jul-09	126	131	130
36	17-jul-08	126	176	175
38	19-ago-08	112	177	179
38	15-jul-09	112	139	143
40	17-jul-09	111	259	253
42	07-jul-08	112	106	103
42	26-jun-09	112	97	95
50	13-jul-09	112	167	172
50	27-jul-08	112	173	180
60	01-jul-08	109	45	43
65	10-jul-08	115	169	175

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
68	15-jul-09	126	183	185
68	17-jul-08	126	206	210
69	20-jul-09	115	131	124
69	17-jul-08	115	157	159
71	14-jul-09	112	113	114
71	15-jul-08	112	131	127
74	20-ago-08	115	174	183
74	29-jul-09	115	154	167
87	08-jul-08	116	123	117
87	10-ago-09	116	99	94
89	08-jul-08	115	85	78
89	29-jun-09	115	65	59
90	21-jul-09	112	224	211
92	24-jul-08	112	252	267
92	09-jul-09	112	230	247
93	10-jul-09	112	165	156
93	25-jul-08	112	178	171
95	04-ago-09	109	84	72
95	22-jul-08	109	94	83
96	03-ago-08	115	204	204
96	27-jul-09	115	149	152
97	22-jul-09	112	136	124
97	29-jul-08	112	157	148
101	20-ago-09	115	138	136
101	10-jul-08	115	188	200
106	10-jul-08	109	232	225
106	29-jun-09	109	181	180
114	07-ago-09	126	165	157
114	06-ago-08	126	207	206
118	27-jun-09	109	119	109
118	08-jul-08	109	147	139
120	09-jul-09	115	148	163
120	12-ago-08	115	162	185
123	12-ago-09	112	230	233
123	06-ago-08	112	248	252
126	23-jun-09	109	94	79
126	03-jul-08	109	122	112
146	02-ago-08	126	214	211
146	06-ago-09	126	179	183
159	23-jul-09	126	166	172
159	21-ago-08	126	176	186
161	10-jul-09	112	189	195
162	06-jul-09	117	130	144
162	25-ago-08	117	162	177
163	14-jul-08	117	87	82
166	09-jul-09	112	209	211
166	25-jul-08	112	248	257
176	01-jul-09	109	129	126

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
179	22-jul-09	112	90	84
179	01-oct-08	112	114	108
180	22-jul-09	126	137	140
180	01-oct-08	126	151	158
184	04-jul-08	112	213	195
184	23-jun-09	112	181	165
189	11-jul-09	112	106	113
189	20-ago-08	112	144	144
197	13-ago-08	112	219	213
197	16-jul-09	112	164	162
203	07-jul-09	127	241	233
203	23-jul-08	127	276	272
205	27-jul-09	115	171	181
205	09-jul-08	115	203	215
206	08-ago-09	126	153	139
206	07-ago-08	126	189	180
207	23-jul-09	115	134	127
207	05-ago-08	115	158	156
208	14-jul-09	115	84	89
208	29-sep-08	115	101	110
211	26-ago-08	117	111	119
211	02-jul-09	117	104	113
214	07-jul-09	109	99	97
214	10-ago-08	109	110	109
217	20-jul-09	126	98	96
217	18-ago-08	126	116	123
218	02-jul-08	109	65	61
218	25-jun-09	109	46	44
219	23-jul-09	115	110	93
221	21-jul-09	126	186	181
221	30-sep-08	126	207	205
225	03-ago-09	109	56	51
225	21-jul-08	109	56	51
226	03-ago-09	109	130	136
226	21-jul-08	109	136	144
228	04-ago-09	115	180	194
228	22-jul-08	115	190	205
241	18-jul-08	126	314	313
241	16-jul-09	126	263	264
242	10-ago-08	112	182	168
242	18-jul-09	112	142	136
243	21-jul-09	112	169	150
243	17-jul-08	112	206	199
244	26-jun-09	112	87	79
244	07-jul-08	112	121	116
247	26-ago-08	115	117	116
247	29-jun-09	115	101	102
504	10-ago-08	115	151	172

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
504	07-jul-09	115	131	156
506	10-ago-08	117	93	108
508	10-ago-09	117	100	107
508	25-ago-08	117	117	124
511	15-jul-08	117	110	105
512	03-ago-09	117	102	113
512	15-jul-08	117	140	156
516	20-jul-08	126	247	233
516	14-jul-09	126	196	186
517	14-jul-09	126	160	157
517	20-jul-08	126	222	223
523	15-jul-09	112	197	195
523	19-jul-08	112	226	224
529	04-ago-08	127	244	221
529	18-ago-09	127	235	218
530	07-jul-09	115	103	109
530	10-ago-08	115	107	115
534	17-jul-08	126	175	170
534	15-jul-09	126	157	156
538	11-ago-09	127	180	179
538	27-ago-08	127	182	182
539	04-ago-08	126	145	138
540	06-ago-08	109	237	221
540	13-ago-09	109	201	187
551	01-jul-09	109	142	143
551	02-jul-08	109	155	156
561	12-ago-09	126	188	192
561	06-ago-08	126	219	226
562	21-jul-08	115	132	141
562	04-ago-09	115	132	141
564	22-jul-09	112	160	147
564	01-oct-08	112	181	176
565	02-jul-09	109	68	64
565	08-jul-08	109	71	67
569	17-jul-08	126	177	173
569	15-jul-09	126	145	146
570	06-may-08	109	99	86
570	29-jun-09	109	81	72
571	13-jul-09	115	155	166
571	13-ago-08	115	156	169
572	15-jul-08	112	155	163
572	14-jul-09	112	137	148
574	15-jul-09	112	155	149
574	19-jul-08	112	179	173
577	20-jul-09	115	119	127
577	15-jul-08	115	133	144
582	13-jul-08	109	159	149
583	24-jun-09	109	190	184

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
583	05-jul-08	109	209	208
586	16-jul-08	116	93	81
586	25-jun-09	116	54	49
592	02-jul-09	117	112	121
592	26-ago-08	117	133	149
593	24-jun-09	109	54	51
593	04-jul-08	109	93	92
594	16-jul-09	126	181	181
594	19-jul-08	126	222	228
595	19-ago-08	115	135	144
595	14-jul-09	115	122	135
608	06-ago-09	126	153	146
608	02-jul-08	126	223	218
609	09-jul-09	112	224	221
609	23-jul-08	112	261	263
612	24-jun-09	109	184	182
612	06-may-08	109	212	210
618	27-ago-08	127	168	160
618	11-ago-09	127	123	129
619	30-jul-08	127	248	242
619	25-jul-09	127	206	207
621	07-ago-09	126	207	202
621	06-ago-08	126	254	263
623	13-jul-08	112	289	280
623	04-ago-09	112	213	205
625	22-jul-09	115	160	156
625	29-jul-08	115	180	182
627	05-ago-08	115	107	104
627	23-jul-09	115	85	84
628	04-ago-09	112	174	163
643	21-jul-09	126	216	220
647	14-jul-08	115	142	149
647	08-jul-09	115	132	141
649	21-jul-09	126	136	137
650	08-jul-09	115	183	202
650	14-jul-08	115	200	220
657	02-jul-09	117	91	95
657	25-ago-08	117	115	121
701	11-jul-09	112	168	174
701	29-sep-08	112	203	213
702	19-ago-09	126	198	202
702	09-jul-08	126	210	215
703	07-may-08	109	248	244
703	22-jun-09	109	187	186
705	31-jul-08	127	179	186
705	25-jul-09	127	150	160
706	12-jul-08	112	271	263
706	04-ago-09	112	203	201

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
802	04-ago-09	115	176	186
802	22-jul-08	115	206	216
806	29-jun-09	109	187	174
806	09-jul-08	109	224	211
808	13-ago-09	115	168	177
808	06-ago-08	115	195	205
810	02-ago-08	126	182	186
810	06-ago-09	126	119	129
816	20-ago-09	126	198	198
816	09-jul-08	126	244	248
1004	24-jul-08	126	293	292
1004	08-jul-09	126	230	230
1006	24-jul-08	126	283	271
1006	08-jul-09	126	240	230
1017	29-sep-08	112	241	234
1017	11-jul-09	112	220	217
1024	01-oct-08	112	113	98
1028	22-jul-09	115	117	115
1028	21-ago-08	115	134	141
1032	30-jul-09	112	154	160
1034	30-jul-09	112	97	82
1034	30-sep-08	112	122	107
1036	09-jul-09	112	181	164
1036	12-ago-08	112	190	178
1037	12-ago-08	109	148	154
1037	09-jul-09	109	122	131
1038	09-jul-09	109	93	88
1038	12-ago-08	109	107	106
1045	04-ago-08	127	202	193
1045	17-ago-09	127	180	174
1047	17-ago-09	126	160	169
1047	07-ago-08	126	226	235
1056	07-ago-08	126	211	210
1056	19-ago-09	126	174	180
1062	16-jul-08	126	189	194
1062	16-jul-09	126	155	164
1064	10-jul-08	112	138	144
1065	16-jul-08	126	313	313
1065	16-jul-09	126	269	271
1070	10-jul-08	126	223	227
1070	27-jul-09	126	199	210
1072	18-ago-08	126	254	247
1072	17-jul-09	126	221	220
1083	01-jul-08	109	217	210
1083	22-jun-09	109	196	190
1087	27-ago-08	127	134	128
1087	11-ago-09	127	113	109
1088	11-ago-09	127	172	173

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
1088	07-ago-08	127	179	180
1090	06-ago-08	126	252	256
1090	12-ago-09	126	226	232
1092	13-ago-09	112	180	187
1092	06-ago-08	112	204	212
1096	08-ago-09	126	138	128
1096	07-ago-08	126	188	186
1101	07-ago-09	126	221	223
1101	05-ago-08	126	237	243
1105	31-jul-08	127	226	217
1105	25-jul-09	127	200	199
1106	03-jul-08	127	189	181
1106	26-jul-09	127	168	168
1108	01-ago-08	126	179	169
1108	06-ago-09	126	143	137
1110	26-jul-09	126	207	198
1110	01-ago-08	126	240	231
1113	29-jul-08	127	214	206
1113	24-jul-09	127	175	173
1114	29-jul-08	126	220	217
1114	24-jul-09	126	212	210
1119	23-jul-09	109	80	70
1119	03-ago-08	109	111	101
1120	25-ago-09	127	171	165
1120	30-jul-08	127	200	200
1121	30-jul-08	127	203	200
1121	25-ago-09	127	180	181
1122	29-jul-08	126	199	192
1122	24-ago-09	126	175	174
1123	04-ago-09	126	148	144
1123	22-jul-08	126	157	157
1127	25-ago-09	127	172	162
1127	30-jul-08	127	198	189
1130	26-ago-09	127	176	168
1130	27-ago-08	127	204	202
1132	24-ago-09	126	210	217
1132	29-jul-08	126	238	248
1133	23-jul-08	127	212	190
1133	05-ago-09	127	167	154
1135	05-ago-09	126	114	109
1135	24-jul-08	126	147	139
1137	23-jul-08	126	185	179
1137	05-ago-09	126	161	157
1139	06-ago-09	112	167	160
1139	24-jul-08	112	191	190
1140	29-jul-08	126	176	172
1141	31-jul-08	109	198	202
1141	01-jul-09	109	188	195

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
1149	07-jul-09	126	164	158
1149	23-jul-08	126	193	188
1150	22-jul-08	126	163	174
1150	07-jul-09	126	125	141
1156	15-jul-09	115	138	151
1156	19-ago-08	115	150	169
1157	13-jul-09	115	138	154
1157	12-ago-08	115	148	167
1164	10-ago-09	117	104	108
1164	25-ago-08	117	128	137
1167	05-ago-09	117	123	124
1167	15-jul-08	117	148	151
1169	21-jul-08	112	219	204
1169	12-jul-09	112	188	180
1173	20-jul-08	111	272	260
1173	14-jul-09	111	190	179
1174	12-jul-09	126	197	180
1174	26-jul-08	126	225	211
1175	26-jul-08	112	166	147
1175	12-jul-09	112	134	118
1177	14-jul-09	112	118	120
1177	19-ago-08	112	150	152
1178	18-jul-08	111	304	308
1178	17-jul-09	111	253	259
1183	17-jul-08	111	236	232
1183	18-jul-09	111	193	197
1184	17-jul-08	111	205	205
1184	18-jul-09	111	172	173
1191	16-jul-08	112	282	270
1191	19-jul-09	112	190	186
1193	19-jul-09	112	212	202
1193	16-jul-08	112	297	292
1203	25-jun-09	112	53	49
1203	06-jul-08	112	65	61
1207	22-jun-09	112	108	98
1207	03-jul-08	112	145	130
1208	04-jul-08	109	119	111
1208	23-jun-09	109	89	84
1210	24-jun-09	116	30	33
1210	08-jul-08	116	51	56
1216	23-jun-09	112	105	102
1216	03-jul-08	112	116	113
1219	24-jun-09	112	180	193
1219	06-may-08	112	219	235
1227	23-jun-08	109	83	76
1228	28-jun-09	112	156	145
1228	07-jul-08	112	177	171
1234	27-jun-09	112	231	237

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
1234	08-jul-08	112	295	303
1235	27-jun-09	109	146	137
1235	10-jul-08	109	218	226
1238	30-jun-09	109	79	74
1238	10-jul-08	109	105	102
1239	30-jun-09	109	73	64
1239	11-jul-08	109	153	144
1240	13-jul-08	112	288	282
1240	04-ago-09	112	228	230
1251	30-jun-08	112	280	263
1251	21-jul-09	112	216	200
1252	30-jul-09	112	117	106
1252	30-jun-08	112	127	122
1253	09-jul-08	112	270	278
1253	29-jun-09	112	218	228
1255	07-jul-08	112	225	213
1255	28-jun-09	112	171	161
1260	03-jul-08	112	98	98
1260	22-jun-09	112	86	88
1263	23-jun-09	112	172	156
1263	06-jul-08	112	229	219
1264	06-jul-08	112	273	279
1264	23-jun-09	112	232	240
1270	05-ago-09	127	199	207
1270	23-jul-08	127	207	215
1277	23-jun-09	109	143	137
1277	01-jul-08	109	166	160
1279	22-jun-09	112	212	203
1280	23-jun-09	109	205	202
1280	07-may-08	109	222	222
1282	30-jun-09	112	202	199
1285	01-jul-09	109	159	161
1285	02-jul-08	109	171	175
1294	26-jul-09	127	269	263
1294	01-ene-08	127	301	297
1295	02-jul-09	117	82	90
1295	26-ago-08	117	99	107
1297	14-jul-08	117	102	104
1298	25-jul-09	127	160	157
1298	31-jul-08	127	187	187
1299	25-jul-09	127	133	138
1299	30-jul-08	127	146	151
1304	05-ago-09	109	44	42
1304	03-ago-08	109	132	128
1306	30-jul-09	115	88	91
1306	29-sep-08	115	108	117
1307	14-jul-08	112	217	220
1307	06-jul-09	112	165	170

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
1308	08-jul-09	109	108	101
1308	14-jul-08	109	158	151
1309	27-jul-09	112	179	187
1309	09-jul-08	112	181	190
1311	23-jul-09	126	102	99
1311	18-ago-08	126	127	127
1314	14-jul-09	109	115	125
1315	18-ago-08	126	161	166
1315	23-jul-09	126	146	152
1317	17-jul-08	126	144	140
1317	15-jul-09	126	131	128
1332	12-jul-09	112	102	101
1338	13-jul-09	112	160	160
1338	27-jul-08	112	208	209
1341	07-jul-09	112	249	229
1341	22-jul-08	112	293	276
1347	13-jul-09	109	156	152
1347	13-ago-08	109	176	173
1350	23-jun-09	109	87	90
1350	30-jun-08	109	127	125
1351	21-jul-09	112	84	78
1351	30-jun-08	112	110	106
1354	22-jun-09	112	114	101
1354	03-jul-08	112	140	127
1358	26-jun-09	112	99	97
1358	07-jul-08	112	116	117
1365	28-jun-09	112	159	141
1365	08-jul-08	112	189	177
1368	28-jun-09	109	74	69
1368	23-jun-08	109	90	84
1375	12-jul-08	112	240	235
1375	04-ago-09	112	189	190
1380	29-jun-09	112	228	231
1380	09-jul-08	112	256	261
1382	24-jun-09	109	113	100
1382	06-may-08	109	148	133
1387	20-jul-08	111	200	199
1387	14-jul-09	111	166	166
1393	17-jul-09	126	230	222
1393	16-jul-08	126	265	262
1396	08-jul-09	126	201	181
1396	23-jul-08	126	274	265
1398	31-jul-08	126	276	271
1398	12-ago-09	126	241	243
1399	01-jul-09	112	212	205
1399	28-jul-08	112	220	218
1403	05-jul-08	112	187	175
1403	25-jun-09	112	152	142

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
1404	25-jun-09	109	81	75
1404	05-jul-08	109	136	131
1411	24-jun-09	112	78	66
1411	04-jul-08	112	110	88
1417	25-ago-09	127	174	165
1417	30-jul-08	127	204	202
1419	26-jul-09	127	204	196
1419	01-ago-08	127	212	210
1420	08-ago-09	126	94	79
1421	30-jul-08	127	240	228
1421	24-jul-09	127	197	190
1422	15-jul-08	126	27	22
1422	14-jul-09	126	22	19
1423	15-jul-08	126	175	158
1423	14-jul-09	126	162	149
1429	19-jul-08	126	238	220
1429	16-jul-09	126	201	184
1430	19-jul-08	112	225	213
1430	16-jul-09	112	169	162
1435	28-jul-09	126	206	205
1435	10-jul-08	126	247	246
1440	24-jul-08	126	233	228
1440	09-jul-09	126	189	191
1446	28-jul-09	126	244	241
1446	16-jul-08	126	264	261
1448	05-ago-08	127	212	198
1448	19-ago-09	127	179	170
1453	06-ago-08	126	165	165
1453	08-ago-09	126	137	138
1454	10-jul-09	112	133	141
1454	25-jul-08	112	161	179
1455	19-jul-09	111	228	218
1455	16-jul-08	111	260	253
1457	18-jul-09	112	113	115
1457	13-ago-08	112	132	135
1464	01-jul-09	109	147	145
1464	11-jul-08	109	195	198
1471	12-jul-08	112	265	258
1471	04-ago-09	112	215	215
1476	24-jul-08	115	149	153
1476	06-ago-09	115	135	140
1519	07-ago-08	126	180	171
1520	15-jul-09	126	182	181
1520	17-jul-08	126	202	207
2001	18-jul-08	111	307	291
2001	17-jul-09	111	267	254
2002	17-jul-09	111	259	246
2002	17-jul-08	111	292	282

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
2003	22-jul-08	112	307	308
2003	06-jul-09	112	282	284
2005	28-jul-08	112	168	160
2005	30-jun-09	112	137	132
2007	30-jun-09	112	179	175
2007	28-jul-08	112	197	197
2008	07-ago-09	112	186	188
2008	06-ago-08	112	231	237
2011	11-jul-09	126	210	201
2011	25-jul-08	126	232	225
2012	18-ago-09	126	198	185
2012	05-ago-08	126	215	202
2013	05-ago-08	126	193	189
2013	18-ago-09	126	172	174
2014	12-ago-09	126	183	179
2014	31-jul-08	126	218	220
2015	28-jul-08	126	197	188
2015	24-ago-09	126	165	167
2023	30-jun-09	126	212	200
2024	19-ago-09	126	207	219
2027	26-ago-09	127	179	177
2027	22-sep-08	127	183	182
2029	05-ago-08	127	235	211
2029	18-ago-09	127	220	197
2053	20-jul-09	109	78	68
2053	15-jul-08	109	95	85
2060	29-jun-09	109	103	93
2060	31-jul-08	109	115	109
2068	30-jun-09	109	67	61
2068	11-jul-08	109	76	73
2073	03-ago-09	109	129	115
2073	22-jul-08	109	166	158
2079	14-jul-08	109	217	217
2079	05-ago-09	109	159	163
2086	10-jul-09	112	190	181
2086	26-jul-08	112	225	227
2087	12-jul-09	112	198	190
2087	26-jul-08	112	248	241
2090	21-ago-08	112	183	173
2095	13-jul-09	112	175	162
2095	26-jul-08	112	204	198
2101	15-jul-09	112	93	79
2101	19-jul-08	112	109	94
2104	03-jul-08	112	72	73
2107	08-jul-08	112	164	151
2107	27-jun-09	112	126	118
2110	09-jul-08	112	213	202
2110	29-jun-09	112	164	155

Estación	Fecha	Tipología	IBMWP recalculado	IBMWP original
2113	06-ago-09	112	217	219
2113	05-ago-08	112	238	240
2124	29-jul-09	115	106	118
2124	20-ago-08	115	130	148
2129	05-jul-08	116	68	66
2129	24-jun-09	116	64	63
2132	08-jul-09	126	146	134
2132	23-jul-08	126	178	171
2137	21-jul-09	126	166	166
2140	17-ago-09	126	165	155
2140	04-ago-08	126	219	213
2142	17-ago-09	126	167	176
2142	07-ago-08	126	182	194
2147	18-ago-08	126	68	64
2174	24-jul-09	127	158	145
2174	29-jul-08	127	180	174
2179	23-jul-08	127	142	145
2179	05-ago-09	127	107	111
2190	27-jul-08	112	144	129
2190	13-jul-09	112	132	119
2193	02-ago-08	126	128	140
2199	11-ago-09	127	232	214
2204	11-jul-08	109	162	142
2211	25-ago-09	126	191	187
2214	24-jun-09	112	171	168
2238	11-jul-09	112	55	38
2243	24-jul-09	127	238	222
3000	30-jun-08	109	49	48
3001	20-jul-09	112	59	52
3001	18-ago-08	112	99	83
3004	07-ago-09	112	180	166
3004	06-ago-08	112	236	227
3005	07-ago-09	109	77	72
3005	06-ago-08	109	94	89
3006	05-ago-09	109	82	78
3006	03-ago-08	109	120	112
3008	25-jun-09	116	66	60