

DESARROLLO DE UN INDICE BIOLÓGICO PARA ESTIMAR LA CALIDAD DE LAS AGUAS DE LA CUENCA DEL DUERO

M. González del Tanago (1) y D. García Jalón (2)

Departamento de Hidrología (1); Departamento de Zoología (2). E.T.S. Ingeniero de Montes. Madrid. Universidad Politécnica de Madrid.

Palabras Clave: Water quality, Duero river (Spain)

ABSTRACT

BIOLOGICAL INDEX FOR ESTIMATING WATER QUALITY IN THE DUERO BASIN

In this paper, an index for estimating biological quality of water, adapted to Duero Basin fauna, is elaborated. This index takes into account the interference of river zonation with the indicator species concept, together with synecological information.

A comparison of other indices in the same area, evaluating the different results, is also given.

INTRODUCCION

Los índices biológicos se han venido utilizando desde principios de siglo, con muy distintas finalidades. Puede decirse que el primer intento de su aplicación lo hicieron Kolkwitz y Marsson (1902, 1908, 1909) al definir los distintos grados o etapas de recuperación de un río después de haber sufrido una contaminación orgánica y establecer el conocido sistema de las saprobias.

En Inglaterra y América del Norte se han producido, básicamente, dos tendencias en el desarrollo de los índices biológicos: los índices bióticos y los índices de diversidad.

Entre los primeros cabe citar el de Beck (1955), el de Trent (Woodiwiss, 1964) y el de Chandler (1970). Posteriormente se han desarrollado otros índices más adaptados a las especies existentes en la zona de aplicación, como el de Tuffery y Verneaux (1967), García de Jalón y González del Tanago (en prensa) y otros de carácter general como el utilizado por González del Tanago *et. al.* (1979).

En general, lo que expresan los índices bióticos es la presencia y abundancia de ciertas "especies indicado-

ras" de la calidad de las aguas, ponderando estas últimas según su tolerancia a la contaminación orgánica. Una alternativa al estudio de la presencia de estas "especies indicadoras" para conocer el estado o calidad de las aguas es la utilización de la estructura de la comunidad en términos de su diversidad, es decir, atendiendo a la proporción de individuos de cada especie en la misma.

Entre los índices de diversidad más utilizados cabe citar el de Shannon-Weaver (1963), el de Margalef (1951), el de Menhinick (1964) y el de Simpson (1949).

Todos estos índices biológicos citados han sido objeto de numerosos estudios descriptivos (Wilhm, 1975; Verneaux, 1976; Hellawell, 1978) y críticos, al aplicarse simultáneamente algunos de ellos a una misma zona de estudio (Balloch *et al.*, 1976; Ghetti y Bonazzi, 1977; Jensen y Aagaard, 1981). Su utilidad para estimar la calidad de las aguas ha sido puesta de manifiesto en numerosas ocasiones (Hawkes, 1978; Hellawell, 1978) comprobando, a su vez, el interés de considerar en los mismos tanto el aspecto autoecológico de la comunidad que se pretende valorar a través del índice, como su aspecto sinecológico, relacionado con la abundancia de cada especie en la misma.

METODOLOGIA

Se han estudiado las características físico-químicas y biológicas en 76 localidades de la Cuenca del Duero, distribuidas en 22 ríos, cuyos resultados han sido expuestos en otro lugar (González del Tánago y García de Jalón, en prensa).

Con el fin de estimar la calidad biológica de las aguas de la zona estudiada, en estrecha relación con su calidad físico-química, hemos establecido un índice o expresión matemática que integra los resultados obtenidos, relativos a las comunidades de macroinvertebrados que viven en los distintos tramos de los ríos.

La mayoría de los índices biológicos que hoy día tienen mayor aceptación están basados en una ponderación de las especies según su tolerancia al grado de contaminación orgánica de las aguas o, dicho de otra forma, según su necesidad de oxígeno disuelto en el medio acuático, resultando que las especies que viven en los tramos altos de los ríos están siempre más ponderadas que las que se sitúan en los tramos bajos, igual que sucede con las especies que viven en facies lítica, que puntúan más que las que se encuentran en la facies léntica de los ríos. Y esto hace que el valor del índice sea siempre más alto en los tramos de rhithron que en los correspondientes al potamon, aún sin que varíen las condiciones intrínsecas de calidad de las aguas.

Tratando de evitar esta influencia de la zonación natural de los ríos sobre el valor del índice biológico, y teniendo en cuenta las consideraciones anteriormente comentadas respecto a los factores que deben ser integrados en el mismo, hemos establecido la siguiente relación o expresión numérica de la calidad biológica de las aguas:

$$I_b = f_1(E) \times f_2(C)$$

siendo: I_b el valor del índice biológico

$f_1(E)$ una función de la estructura de la comunidad, como factor sinecológico de la misma.

$f_2(C)$ una función de la composición de la comunidad, como factor autoecológico de la misma.

El índice propuesto adopta expresiones distintas según el tramo de río que se quiera valorar, al ser diferente, en cada caso, el factor autoecológico del mismo.

Así, la función de la composición de la comunidad toma las siguientes expresiones según el tramo del río considerado:

$$\text{Zona de Rhithron: } f_2(C) = (2 S_{int} + S_{ind} - 2 S_{eut} - 5 S_{cont.})$$

$$\text{Zona de Epipotamon: } f_2(C) = (3 S_{int} + S_{ind} - 1/2 S_{eut} - 5 S_{cont.})$$

$$\text{Zona de Mesopotamon: } f_2(C) = (4 S_{int} + S_{ind} - 10 S_{cont.}) \times 3$$

donde se representa el número de especies presentes en la comunidad, distinguiéndose entre:

— Especies intolerantes: las que para su existencia necesitan altos contenidos de oxígeno disuelto en las aguas, no tolerando en absoluto la contaminación orgánica de las mismas. Dichas especies son frecuentes, y a menudo abundantes, en los tramos altos de los ríos donde su presencia tiene un carácter "normal" o esperado. Si están también presentes en los tramos más bajos se consideran "fuertemente indicadoras de buena calidad de las aguas", al tener un carácter marcadamente estenoico.

— Especies indiferentes: Especies que pueden vivir en condiciones de las aguas muy variables, estando más ligadas a un microhábitat o tacies concreta el río que a una zona o tramo del mismo. Su presencia y abundancia en las aguas refleja únicamente la existencia de estos microhábitats requeridos por ellas, no teniendo ningún valor indicador de la "calidad de las aguas" al ser especies estenotopas de carácter eurioico.

— Especies de aguas eutróficas: Son las que viven preferentemente en los tramos bajos de los ríos, donde las aguas están de forma natural más eutrofizadas que en los tramos altos. Estas especies pueden existir a lo largo de todo el río pero su abundancia es siempre mucho mayor en la zona de potamon. En estas zonas bajas su presencia es "normal" y esperada, debido al carácter eurioico, y a veces euritopo, de las mismas. Cuando son abundantes en los tramos altos de los ríos denotan una eutrofización de las aguas excesiva en relación con la correspondiente a la situación de dichos tramos, que puede ser debida a condiciones naturales de las aguas en ciertas zonas o regiones (sustratos fuertemente calizos, altas temperaturas, etc.) o a la contaminación antropógena causada por vertidos orgánicos de origen urbano, industrial, agrícola, etc.

— Especies indicadoras de contaminación: Son las que proliferan en las aguas más contaminadas donde existen condiciones de anoxia más o menos importantes, formando unas comunidades de macroinvertebrados muy simplificadas cuya diversidad es a veces mínima. En estas aguas, la vida se desarrolla fundamentalmente al nivel de los microorganismos, siendo muy abundantes en ellas las

poblaciones de bacterias y hongos que aprovechan estas cantidades ingentes de materia orgánica.

Las especies indicadoras de contaminación pueden estar presentes en los tramos altos de los ríos donde las aguas no presentan déficits de oxígeno y, en este caso, se sitúan en las zonas de menor corriente, a veces en el medio hiporreico, formando poblaciones muy escasas.

Su abundancia excesiva en ciertos tramos de los ríos, ocupando las facies Iótica o de corriente es lo que refleja el grado de contaminación orgánica de las aguas, siendo en estos casos "fuertemente indicadoras" de dichas condiciones, al tener, con carácter estenoico, su preferencia ecológica en estos tramos de intensa contaminación.

El factor sinecológico del índice propuesto también es variable, en estos casos no con el tramo del río que estamos valorando sino con el aspecto cualitativo de la comunidad a la que se refiere.

El parámetro sinecológico más indicativo de la estructura de la comunidad es la "diversidad", calculada a través de alguna de las fórmulas relacionadas con ella. Los valores de diversidad altos corresponden a unas comunidades complejas y estables, desarrolladas en medios donde existen numerosas interrelaciones físico-químicas y biológicas que autorregulan las poblaciones de cada especie. Los valores de la diversidad bajos se refieren a las comunidades que viven en unas condiciones extremas donde algunas especies, muy adaptadas a ellas, proliferan excesivamente con respecto a las restantes de la comunidad.

La contaminación de las aguas supone la aparición de estas condiciones extremas en las que solo un número reducido de especies puede existir, a veces con poblaciones muy numerosas al disminuir o desaparecer por completo la competencia de las restantes que no toleran dichas condiciones.

La diversidad es un parámetro que está, por tanto, muy relacionado con la contaminación de las aguas, siendo más baja o mínima cuanto mayor sea ésta, aunque las condiciones extremas que causan algunos valores muy pequeños de la diversidad de las comunidades pueden ser debidas a causas naturales ajenas a la contaminación. (p. e. sustratos arenosos, fluctuaciones de caudal, etc.).

En el índice biológico propuesta la función del factor sinecológico se hace igual a la expresión de la diversidad de la comunidad, calculada con la fórmula de Shannon-Weaver, cuando el factor autoecológico

es positivo (en los casos en que las especies intolerantes o indiferentes dominan sobre las restantes); y se hace igual a la inversa de dicha expresión cuando el factor autoecológico es negativo (en casos en que la comunidad está constituida fundamentalmente por especies características de aguas eutrofizadas o contaminadas).

De esta forma, el factor sinecológico o de diversidad potencia el resultado del índice cuando las comunidades están constituidas por especies de aguas "limpias", haciéndolo mayor cuanto mayor es la diversidad de las comunidades existentes. Y disminuye el valor negativo del índice en los casos en que, siendo más abundantes las especies de aguas contaminadas, existe una diversidad más alta que en otras zonas de peores condiciones del medio.

El índice propuesto, como se comprueba, toma valores positivos o negativos según la composición o "calidad" de las especies que forman la comunidad valorada, alcanzando valores más altos cuanto mayor es su diversidad.

Para la aplicación de este índice biológico a la cuenca del Duero hemos establecido una zonación en la misma, diferenciando tres zonas o regiones (Fig. 1), que integra los resultados físico-químicos y biológicos obtenidos en el presente estudio y responde a la zonación potencial de la cuenca según sus características naturales teóricas, de no existir ciertos factores limitantes, de acción local, o algunos focos puntuales de contaminación, que alteran las condiciones físico-químicas de las aguas y modifican de forma más o menos completa su estado actual. Esta zonación teórica se ha representado en la Figura 1 y en ella se distinguen tres zonas o regiones:

—Zona I o de Rhithron: Correspondiente a las cabeceras de los ríos estudiados, exceptuando las de los que discurren por los valles de menor pendiente, y a los tramos medio-altos situados en las regiones de montaña.

—Zona II o de Epipotamon: Correspondiente a los tramos medios y bajos de los ríos estudiados, exceptuando los más caudalosos de la cuenca. En esta zona se consideran también las cabeceras de los ríos pequeños no incluidos en la Zona I.

—Zona III o de Mesopotamon: Está constituida por el tramo del río Duero aguas abajo de su confluencia con el Pisuerga y por los tramos bajos del Pisuerga, Esla y Tormes, de mayor caudal en la cuenca.

El índice biológico se ha calculado a partir de las comunidades de macroinvertebrados de la facies Iótica

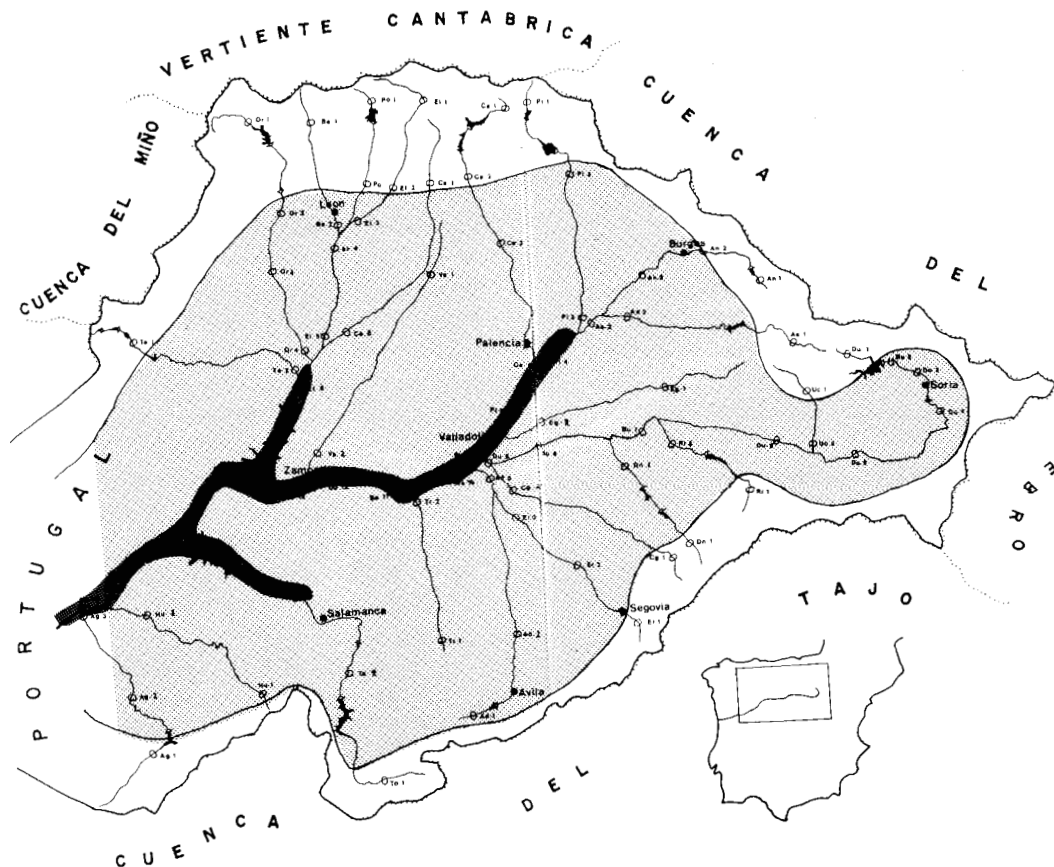


Figura 1.- Zonación teórica de la cuenca del Duero
Theoretical zonation of the Duero Basin.

de los ríos, habiendo establecido previamente la siguiente relación de especies presentes en la cuenca del Duero:

Especies intolerantes

Planariidae
Baetis alpinus
Baetis melanonyx
Acentrella sinaica
Epeorus torrentium
Rhithrogena gr. diaphana
Rhithrogena gr. hybrida
Rhithrogena semicolorata
Serratella albai
Serratella hispanica

Drunella paradinasi
Eurylophella iberica
Torleya mayor
Calliarctus humilis
Habroleptoides umbratilis
Habrophlebia nervulosa
Thraululus bellus
Brachyptera arcuata
Amphinemura sulcicollis
Protonemura hispanica
Protonemura intricata
Protonemura meyeri
Protonemura pyrenaica
Leuctra gr. hippopus
Leuctra gr. fusca
Isoperla sp.

Dinocras cephalotes
Perla bipunctata
Perla burmeisteriana
Perla grandis
Perla marginata
Siphonoperla torrentiem
Boyena irene
Cordulegaster annulatus
Dupophilus brevis
Elmis aenea
Elmis maugetii
Elmis rioloides
Esolus angustatus
Limnius opacus
Limnius perrisi
Hydraena brachymera
Hydraena cordata
Hydraena corinna
Hydraena inapicipalpis
Haenydra emarginata
Haenydra exasperata
Haenydra iberica
Haenydra truncata
Helodidae
Rhyacophila dorsalis
Rhyacophila lusitanica
Rhyacophila martynovi
Rhyacophila meridionalis
Rhyacophila mocsaryi
Rhyacophila oblitterata
Rhyacophila occidentalis
Rhyacophila pulchra
Rhyacophila relict
Rhyacophila terpsichore
Glossosomatidae
Philopotamus variegatus
Philopotamus montanus
Wormaldia variegata
Hydropsyche pellucidula
Hydropsyche siltalai
Hydropsyche tibialis
Hydropsyche cf. dinarica
Polycentropus kingi
Plectrocnemia sp.
Micrasema sp.
Limnephilidae
Silo graellsii
Larcasia partita
Thremma tellae
Lepidostoma hirtum

Adicella reducta
Athripsodes albifrons
Athripsodes bilineatus
Sericostomatidae
Odontoceridae
Blephariceridae
Tabanidae
Athericidae
Dicranota sp.
Psychodidae
Prosimulium sp.

Especies indiferentes

Theodoxus sp.
Ancylus fluviatilis
Sphaeriidae
Lumbricidae
Glossiphonidae
Haemopsis sanguisuga
Erpobdella sp.
Baetis muticus
Baetis rhodani
Centroptilum luteolum
Centroptilum pennulatum
Oligoneuriella rhenana
Ecdyonurus insignis
Ecdionurus lateralis
Ecdyonurus sp.
Ephemerella ignita
Paraleptophlebia cincta
Paraleptophlebia submarginata
Ephemera danica
Brachyptera braueri
Brachyptera vera
Taeniopteryx schoenemundi
Rhabdiopteryx thienemanni
Nemoura sp.
Euleuctra geniculata
Capniidae
Perlodes microcephala
Hemimelaena flaviventris
Odonata (Zygoptera)
Gomphidae
Heteroptera
Hydradephaga
Esolus paralepipedus
Limnius wolckmari
Oulimnius troglodytes
Stenelmis canaliculata

Sialidae

Rhyacophila denticulata
Rhyacophila munda
Hydroptilidae
Polycentropus flavomaculatus
Hydropsyche pictetorum
Psychomyia pusilla
Brachycentrus subnubilus
Goera pilosa
Athripsodes braueri
Leptocerus lusitanicus
Triaenodes ochrellus
Tipulidae
Hexatoma sp.
Antocha sp.
Dixidae
Metacnephia sp.
Odagmia sp.
Tetisimulium sp.
Simulium sp.
Tanypodinae
Diamesinae
Orthocladinae
Tanitarsini
Ceratopogonidae
Stratiomyidae
Dolichopodidae
Limnophora sp.

Especies de aguas eutróficas:

Physidae
Lymnaeidae
Planorbidae
Unionidae
Helobdella stagnalis
Atyaephyra desmarestii
Astacidae
Gammaridae
Siphonurus sp.
Baetis atrebatinus
Baetis buceratus
Baetis digitatus
Baetis fuscatus
Baetis gr. lutheri
Baetis vardarensis
Baetopus tenellus
Cloeon dipterum
Cloeon simile
Procloeon sp.

Oligoneuriella duerensis
Oligoneuriopsis skhounate
Heptagenia coerulans
Heptagenia sulphurea
Ephemerella mesoleuca
Caenidae
Choroterpes picteti
Leptophlebia marginata
Ephemera lineata
Potamanthus luteus
Ephoron virgo
Dryops sp.
Esolus pygmaeus
Limnius intermedius.
Oulimnius rivularis
Riolus cupreus
Riolus illiesi
Hydrophiloidea
Chimarra marginata
Hydropsyche bulbifera
Hydropsyche exocellata
Hydropsyche lobata
Cheumatopsyche lepida
Polycentropus telifer
Psychomyia ctenophora
Ecnomus deceptor
Mystacides azurea
Setodes argentipunctellus
Ceraclea dissimilis
Anopheles sp.
Eusimulium sp.
Wilhelmia sp.
Obuchovia sp.
Chironomini
Empididae

Especies características de contaminación

Tubzfczdae
Chironomus gr. plumosus
Chironomus gr. thummi
Syrphidae

Para cada estación de muestreo se ha considerado un valor de diversidad medio (media de las diversidades obtenidas en cada periodo de muestreo) y su composición faunística a lo largo del año (incluyendo todas las especies que en una época o en otra están presentes en la estación), habiendo obtenido los valores expuestos en la Fig. 3.

Los valores más altos del índice se producen en las cabeceras de los ríos Duero, Arlanzón, Carrión, Esla, Porma, Orbigo, Tera, Riaza, Eresma, y Tormes, alcanzando el máximo absoluto en el río Carrión donde existen unas comunidades muy diversas, constituidas por un porcentaje muy elevado de especies intolerantes a la contaminación

Los valores más bajos del índice corresponden a las estaciones más contaminadas de la Cuenca, como son la estación del Duero en Villamarciel, la del Pisuerga en Simancas, la del Arlanzón en Villodrigo y la del Bernesga en Alija, en las que existen unas comunidades de macroinvertebrados muy simplificadas, constituidas prácticamente en su totalidad por especies indicadoras de contaminación.

Con el fin de resaltar mejor las variaciones de calidad y poder representar gráficamente los valores del índice biológico en los distintos tramos de los ríos de la Cuenca del Duero, hemos establecido las siguientes clases, reflejadas en la Fig. 2:

Clase I	100 < I _b
Clase II	50 < I _b < 100
Clase III	10 < I _b < 50
Clase IV	0 < I _b < 10
Clase V	-10 < I _b < 0
Clase VI	-50 < I _b < -10
Clase VII	I _b < -50

El estado actual de los ríos de la Cuenca del Duero, estimado a través del índice biológico propuesto, es un punto de referencia para conocer la evolución futura de las aguas según su recuperación o progresiva degradación biológica.

Este índice constituye, por tanto, un sistema de control de la calidad de las aguas que debería ser utilizado de forma periódica como complemento a la información físico-química obtenida por medio de los análisis de aguas tradicionales, los cuales en ocasiones no reflejan de forma real el estado o grado de alteración del medio acuático.

DISCUSION

Para comprobar la validez del método empleado hemos calculado, con los datos del río Duero, otros índices comúnmente utilizados en los trabajos de calidad de agua. Así, en la Fig. 3 se han representado los valores del índice de Tuffery y Verneaux (1976),

como media aritmética de los cuatro valores del índice correspondientes a cada uno de los periodos del año en que se efectuaron los muestreos; los del índice de diversidad, según la fórmula de Shannon-Weaver (1963) y los del índice de calidad general (Mingo, 1982) atendiendo a ciertos parámetros físicos químicos de las aguas. El índice biológico diseñado para la Cuenca del Duero se expresa en valores absolutos y en valores discretos según la clase a la que pertenece cada estación de muestreo.

Se observa que, en el río Duero, el índice físico-químico tiene mucha menos sensibilidad que los restantes biológicos. Respecto a éstos, todos ellos reflejan un mínimo absoluto en la estación 10, aguas abajo de la llegada del río Pisuerga al Duero, y dos mínimos relativos, uno en la estación 4, aguas abajo de la ciudad de Soria, y otro en la estación 12. El de esta última hay que interpretarlo teniendo en cuenta que corresponde a un tramo de recuperación del Duero después de recibir al Pisuerga, que abarca desde la estación 10 hasta la 13, a partir de la cual el río Duero forma una serie continuada de embalses donde sufre una auténtica autodepuración de sus aguas; y que un valor más alto del índice en la estación 11 se debe únicamente a que esta estación se localizó en un tramo sobreoxigenado, inmediatamente aguas abajo de la presa de Castronuño

× De forma general puede decirse que el río Duero lleva en su parte alta unas aguas de buena calidad; sufre un deterioro a su paso por Soria; después se recupera ligeramente y, hacia aguas abajo, va perdiendo calidad biológica gradualmente para llegar a su tramo más contaminado, en las proximidades de Valladolid, donde recibe al río Pisuerga, de mayor caudal que el Duero en su confluencia y apreciablemente contaminado después de recoger los vertidos de Palencia, a través del río Carrión, y los de Valladolid. Posteriormente inicia su recuperación de forma progresiva, no viéndose apenas afectado por los vertidos de Zamora, a excepción de una pequeña zona antes de "Los Arribes", donde confluyen las aguas de los ríos Esla y Tormes, para llegar a la frontera de Portugal con una calidad de sus aguas, tanto físico-química como biológica, equivalente a la de algunos tramos de su parte alta.

Esta evolución general de la calidad de las aguas del Río Duero la recogen todos los índices biológicos, si bien el de Tuffery y Verneaux marca un máximo absoluto en la estación 6, en San Esteban de Gormaz, donde, aunque existen varias especies de plecópteros

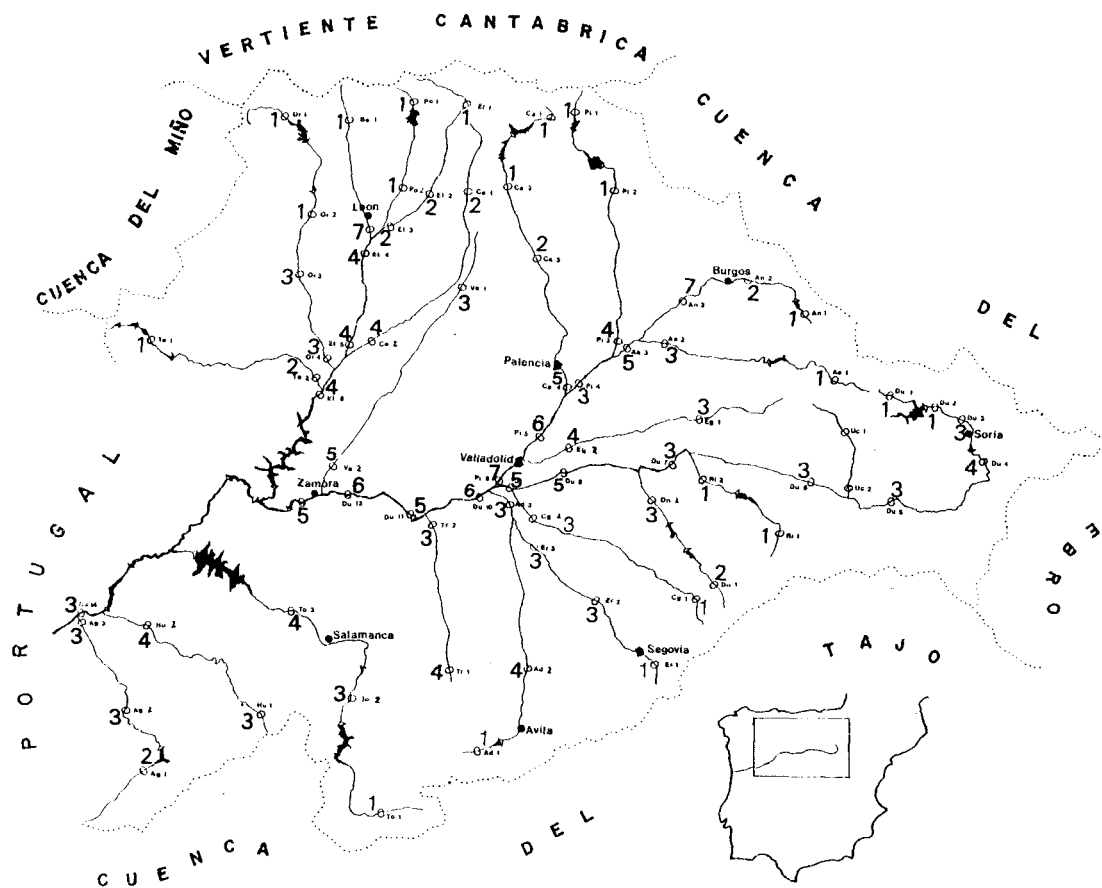


Figura 2.- Valor del nuevo índice biológico en los distintos puntos de muestreo de la cuenca del Duero
 Values of the new biological index in the localities of the Duero Basin.

que motivan un valor alto de este índice, la gran mayoría de la comunidad de macroinvertebrados corresponde a poblaciones de especies de carácter indiferente, o incluso indicadoras de eutrofización, y las aguas se encuentran en un estado mucho más deteriorado, como resultado evidente, que en las estaciones de cabecera del río. Por otra parte, este índice no refleja la recuperación de las aguas que llegan a la estación 14 ya que en ellas no existen especies "indicadoras de calidad" (plecópteros) pero tampoco existen "indicadores de contaminación", y las comunidades de macroinvertebrados están muy reducidas, no a causa del factor "calidad del agua" sino, por el contrario, a causa de la inestabilidad del sustrato y del caudal, como consecuencia de la regulación de los embalses de aguas arriba para

producción de energía hidroeléctrica

Respecto al índice de diversidad se observa que ésta sigue más fielmente la evolución de calidad de las aguas del río Duero que el de Tuffery y Vernaux, aunque se muestra poco sensible ya que sus valores oscilan dentro de un intervalo relativamente pequeño. Así mismo, hay que resaltar que en la estación 10, si bien la comunidad de macroinvertebrados está muy simplificada, el valor de su diversidad es relativamente alto al no haber ninguna especie en franca dominancia respecto a las restantes, efecto por otra parte esperado al existir en ese tramo una contaminación de tipo industrial más que orgánico (Verneaux, 1976), y el índice no refleja claramente la gran diferencia que existe entre la calidad de las aguas en este tramo de río y en los restantes.

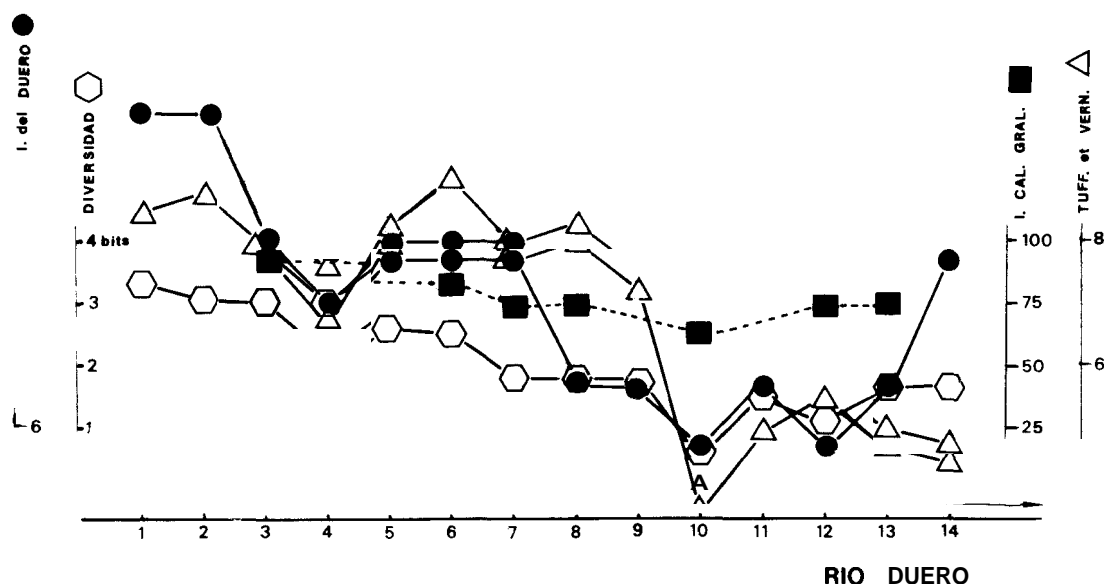


Figura 3 - Comparación de los valores de distintos índices (índice de calidad general; índice de Tuffery y Verneaux; índice de diversidad; nuevo índice) a lo largo del curso del río Duero.

Comparison of different indices (general quality index; Tuffery & Verneaux; diversity index; new index) along the River Duero.

Finalmente, el índice diseñado para la Cuenca del Duero también recoge estas variaciones de calidad de las aguas demostrando que dicho índice, expresado en clases, es el que mejor se ajusta a la variación del factor "calidad del agua", estimado a través de las comunidades de macroinvertebrados presentes en el río, sin que en él intervengan otros factores ajenos al mismo que puedan distorsionar o hacer difícil la interpretación de los resultados obtenidos.

BIBLIOGRAFIA

Balloch, D.; Davies, C.E. & Jones, F.H. 1976. Biological assessment of water quality in three British rivers. *Wat. Pollut. Control*, Lond. 75: 92-110.
 Beck, W.M. 1955. Suggested method for reporting biotic data. *Sewage and Ind. Wastes* 27(10): 1193-1197.
 García de Jalón, D. y González del Tanago, M. En prensa. Estimación de la contaminación de las aguas mediante indicadores biológicos: Aplicación al río Jarama. Dip. Provincial de Madrid Publ.
 Ghetti, P. F. y Bonazzi, G., 1977. A comparison between various criteria for the interpretation of biological data in the analysis of the quality of running waters. *Water Research* 11: 819-831.
 González del Tanago y García de Jalón, D. En prensa. Estudio para una metodología de clasificación biotípica de los ríos de la Cuenca del Duero. Ceotma, Mopu, Madrid.

González del Tanago, M., García de Jalón y Martínez Elcoro, I. 1979. Estudio de la fauna macroinvertebrada de los ríos Ciguela, Zánchara y Córcoles: Aplicación de índices biológicos para el estudio de la calidad de sus aguas. *Bol. Est. centr. Ecol.* 15: 45-49.
 Hawkes, H. A., 1978. Conceptual basis for the biological surveillance of river water quality. En: *Biological Surveillance of River Water Quality*. Procs. Section K & Section J. British Assoc. Advancement of Science. Aston, Birmingham.
 Hellowell, J. M., 1978. *Biological Surveillance of Rivers*. Water Research Centre Publ. Stevenage, Inglaterra.
 Jensen, F. y Aagaard, P., 1981. A critical comparison of some indices used for measuring stream pollution. *Natura Jutlandica* 19: 147-160.
 Kolkwitz, R. y Marsson, M. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. a. d. Kgl. Prüfungsanst. f. Wasserversorg. u. Abwasserbeseitigung zu Berlin* 1: 33-72.
 — 1908. *Ökologie der pflanzlichen Saprobien*. *Ber. Dt. Botan. Ges.* 261: 505-519.
 — 1909. *Ökologie der tierischen Saprobien*. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 2: 125-152.
 Margalef, R. 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Pub. Inst. Biol. apl. Barcelona* 6: 59-72.
 Menhinick, E. F. 1964. A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology* 45: 859-861.
 Shannon, C.E. y Weaver, W. 1963. *The mathematical theory of Communication*. Univ. of Illinois Press. 117 pp.
 Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature Lond.*

163: 688.

Tuffery, G. y Verneaux, J. 1967. Méthodes de détermination de la **qualité** biologique des eaux courantes. Trav. Sect. **Tech. P.** et **P.** Paris.

Verneaux, J., 1976. Application de la méthode des "indices biotiques" à l'échelle d'un réseau **hydrographique-cartographie** de la **qualité** biologique des eaux. p. 221-285. En: La pollution des eaux

continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques. Ed. P. Pesson. Gauthier-Villars.

Wihm, J. 1975. **Biological indicators of pollution** En: River Ecology B. A. Whitton Ed. **Blackwell Scientific Publ.** p. 375-402.

Woodiwiss, F. S. 1964. The **biological system of stream classification** used by the Trent River Board. **Chemistry & Industry** 11: 443-447