

MACROINVERTEBRADOS ACUATICOS Y CALIDAD DE LAS AGUAS DE LOS RIOS¹.

Javier Alba-Tercedor

Departamento de Biología Animal y Ecología. Universidad de Granada. 18071-Granada.

RESUMEN.- Las metodologías de estudio y seguimiento de la calidad de las aguas están basadas casi exclusivamente en análisis físico-químicos. El gran incremento de nuevos productos contaminantes, así como el hecho de que los vertidos son, generalmente, puntuales en el tiempo, necesita de nuevas metodologías. Las técnicas que utilizan a los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad han demostrado su total eficacia en la detección de puntos de alteración y en el cartografiado de la calidad de las aguas. El bajo coste de la utilización de estos métodos, la rapidez de su aplicación y su fiabilidad los hace idóneos para la vigilancia de las cuencas hidrográficas. Presentan la ventaja de que reflejan las condiciones existentes tiempo atrás antes de la toma de muestras; mientras que los métodos analíticos actuales ofrecen una visión puntual del estado momentáneo de las aguas en el momento de la toma de muestras. La implantación de estas metodologías no representa la eliminación de los métodos analíticos que se vienen realizando, sino que mediante el uso de las mismas puede reducirse el coste de la vigilancia periódica, pues al poder controlar de rutina y con un coste muy bajo las cuencas hidrográficas, podría realizarse un considerable ahorro al hacer poder concentrar un mayor número de análisis tradicionales en los tramos conflictivos, distribuyendo el gasto de forma mas eficaz. Todos estos aspectos han sido tenidos en cuenta en la elaboración del borrador de la Directiva de la CE de “Calidad Ecológica” de las aguas, de próxima aprobación. A pesar de todo ello su utilización por parte de la administración española es, en la práctica, inexistente.

Se incluye la metodología a seguir para evaluar la calidad de las aguas mediante el índice BMWP¹, de fácil utilización y de aplicabilidad a la totalidad de la Península Ibérica.

Palabras clave: *Vigilancia calidad aguas, macroinvertebrados, biomonitorización, ríos.*

INTRODUCCION

En razón a diversos criterios de calidad se han establecido unos parámetros de base dentro de los cuales se encuadran los diferentes grados de calidad de las aguas en función del uso para el que quieren destinar.

La mayoría de los parámetros utilizados para la evaluación de la calidad de las aguas son de carácter físico-químico, y en especial basados en la composición química. El seguimiento y vigilancia se lleva a cabo mediante la toma periódica de muestras y su posterior análisis. Sin embargo, la disponibilidad real, tanto de medios técnicos, como de personal, hacen que en la vida diaria los responsables de la vigilancia tengan que plantearse dos cuestiones de vital importancia para su gestión: ¿qué parámetros analizar rutinariamente?, y ¿cual debe de ser la periodicidad de la toma de muestras?. Llegándose en la práctica a un equilibrio entre lo deseable y lo que la realidad permite llevar a cabo. Las consecuencias son inmediatas; pues, frente a miles de productos catalogados como altamente contaminantes, son muy pocos los

¹ Este trabajo se ha beneficiado del proyecto de C.I.C.Y.T. (AMB-93-00551).

que de forma sistemática son analizados. Además, se ha de considerar el aspecto de la periodicidad en la toma de muestras. Pongamos un ejemplo: supongamos que en una determinada estación de muestreo, se toman muestras semanalmente cada martes por la mañana (esta regularidad de muestreo es frecuente en la práctica y de hecho está impuesta por razones logísticas dentro de programas de vigilancia y control de gran número de puntos de seguimiento). Es fácil imaginar que cualquier instalación industrial situada aguas arriba puede vaciar sus productos los miércoles con total seguridad de que tendrán tiempo de ser arrastrados aguas abajo y no serán detectados en la toma de muestras que los responsables harán días después. Es verdad que esto podría evitarse alterando aleatoriamente los días de la toma de muestras. Pero la picaresca conoce el horario de trabajo de los funcionarios de la administración, y en consecuencia puede aprovechar las noches del fin de semana para realizar los vertidos ilegales; en la total certeza que el siguiente lunes éstos habrán sido arrastrados, y diluidos, kilómetros aguas abajo; y por tanto que su impunidad queda a salvo. Este problema podría subsanarse instalando analizadores automáticos en continuo. Sin embargo, hemos de tener en cuenta que éstos analizan tan solo unos pocos parámetros, que son muy caros, y que a menudo fallan cuando se someten a las rigurosas e impredecibles condiciones del campo.

EVALUACIÓN BIOLÓGICA DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS

Los organismos vivos que habitan en los cursos de agua presentan estas adaptaciones evolutivas a unas determinadas condiciones ambientales, y presentan unos límites de tolerancia a las diferentes alteraciones de las mismas. Estos límites de tolerancia varían, y así, frente a una determinada alteración se encuentran organismos “sensibles” que no soportan las nuevas condiciones impuestas, comportándose como “intolerantes”, mientras que otros, que son “tolerantes” no se ven afectados. Si la perturbación llega a un nivel letal para los intolerantes, estos mueren y su lugar es ocupado por comunidades de organismos tolerantes. Del mismo modo, aún cuando la perturbación no sobrepase el umbral letal, los organismos intolerantes abandonan la zona alterada, con lo cual dejan espacio libre que puede ser colonizado por organismos tolerantes. De modo que, variaciones inesperadas en la composición y estructura de las comunidades de organismos vivos de los ríos pueden interpretarse como signos evidentes de algún tipo de contaminación.

Macroinvertebrados acuáticos

En la vigilancia y control de la contaminación, en base a organismos como “bioindicadores”, existen multitud de metodologías que utilizan una amplia variedad de organismos: bacterias, protozoos, algas, macrófitos, macroinvertebrados, peces... (De Pauw *et al.*, 1992). De todas las metodologías, aquellas basadas en el estudio de los macroinvertebrados acuáticos² son las mayoritarias. Las razones fundamentales de esta preferencia por parte de los investigadores radica en: su tamaño relativamente grande (visibles a simple vista), que su muestreo no es difícil y que existen técnicas de muestreo muy estandarizadas que no requieren equipos costosos; además, presentan ciclos de desarrollo lo suficientemente largos que les hace

² El término de macroinvertebrado acuático, se emplea como una abstracción que incluye a aquellos animales invertebrados, que, por su tamaño relativamente grande, son retenidos por redes de luz de malla de entre 250-300 µm. La gran mayoría de los mismos (alrededor del 80%) corresponden a grupos de artrópodos, y dentro de estos los insectos, y en especial sus formas larvarias, son las más abundantes.

permanecer en los cursos de agua el tiempo suficiente para detectar cualquier alteración, y la diversidad que presentan es tal que hay una casi infinita gama de tolerancia frente a diferentes parámetros de contaminación (Hellawell, 1986).

Otra ventaja de este grupo radica en que tras una perturbación necesitan de un tiempo mínimo de recolonización próximo al mes, y a veces más. Por lo que los efectos de una perturbación pueden detectarse varias semanas e incluso meses después de que esta se produzca.

En consecuencia los métodos biológicos presentan la ventaja de reflejar las condiciones existentes tiempo atrás antes de la toma de muestras; mientras que los métodos tradicionales ofrecen tan solo una visión de la situación puntual del estado de las aguas en el momento de la toma de muestras. Dicho de otro modo, mediante el análisis físico-químico del agua tomada en un determinado punto se obtiene una imagen fija (foto) de la situación existente en el momento de la toma de la muestra; por el contrario mediante el estudio de los macroinvertebrados se obtiene una visión retrospectiva (película) de lo sucedido tiempo atrás. Existe otro aspecto añadido, el económico, pues ateniéndose a la relación coste/beneficio, éstos métodos resultan altamente ventajosos (Alba-Tercedor, 1994; Brinkhurst, 1993; Ohio EPA, 1987).

Calidad biológica

El término “calidad”, referido a las aguas continentales, no es un concepto absoluto ni de fácil definición. Por el contrario es un concepto relativo que depende del destino final del recurso. De modo que, y a título de ejemplo, mientras que las aguas fecales en ningún caso podríamos considerarlas de calidad apropiada para la bebida, por los problemas sanitarios que conllevaría su uso. Sin embargo por su alto contenido en materia orgánica podrían resultar excelentes para el riego de plantas ornamentales, o de plantaciones forestales. Del mismo modo aguas de alta montaña, que intuitivamente podríamos asociar con pureza y buena calidad, podrían resultar poco apropiadas para la bebida al calmar escasamente la sed (por su bajo contenido en sales) y por su bajo pH que les confiere un carácter corrosivo del esmalte dental.

Al evaluar la calidad de las aguas mediante el estudio de la composición y estructura de comunidades de organismos surge el término de *calidad biológica*. Se considera que un medio acuático presenta una buena calidad biológica cuando tiene unas características naturales que permiten que en su seno se desarrollen las comunidades de organismos que les son propias.

Relación entre la calidad biológica y otros conceptos de calidad. Críticas a los métodos biológicos.

De acuerdo con el concepto de calidad biológica, un agua clorada, que podríamos considerar de buena calidad sanitaria, presentaría por el contrario una pésima calidad biológica. Dejando a un lado este ejemplo límite, existen otros casos en los que la aparente falta de concordancia origina escepticismo y falta de credibilidad en estos métodos. Así por ejemplo es frecuente no poder establecer correlaciones entre los valores de los índices de calidad biológica y los de los análisis físico-químicos obtenidos en los mismos puntos de muestreo. Esta aparente “sinrazón” es lógica teniendo en cuenta el carácter puntual en el tiempo de las caracterizaciones físico-químicas, que no reflejan las posibles alteraciones existentes tiempo atrás. Tan solo en aquellos casos en que las contaminaciones son continuadas en el tiempo, y siempre y cuando los parámetros de alteración sean analizados en las muestras, tan solo

entonces, coincidirán los juicios respecto a calidad realizados por los métodos biológicos, y los métodos habituales.

Una vez superada esta crítica, existe a nuestro juicio otra que hasta muy recientemente era difícil de contestar. Es la siguiente: los métodos biológicos se basan en la presencia o ausencia de organismos (en este caso de macroinvertebrados), y estos presentan unos ciclos anuales que implican el que a lo largo del año exista una sustitución temporal de especies; por tanto es posible que las “supuestas” variaciones en la calidad que estos índices miden, no sean más que un artificio, producido por los ciclos vitales de los organismos que se utilizan en la evaluación. Sin embargo, Zamora-Muñoz *et al.* (1995) han de mostrado que los juicios de calidad elaborados con el índice BMWP’ (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988) son independientes de la estacionalidad.

Por último queremos mencionar que frente al concepto de *organismo indicador* (según el cual si tal especie está presente el agua es de buena/mala calidad), hoy en día se ha evolucionado conceptualmente utilizándose el concepto de *comunidad indicadora* en los diferentes y múltiples métodos e índices que actualmente están siendo utilizados y que son de obligado cumplimiento en diferentes países europeos y estados de Norteamérica. Al tener en cuenta a toda una comunidad se minimizan los errores y se multiplica la capacidad de detección de alteraciones.

Sobre el pretendido antagonismo entre métodos biológicos y los métodos habituales de evaluación y cartografiado de la calidad de las aguas de los ríos

Los profesionales que históricamente tienen la responsabilidad de vigilar la calidad de las aguas mediante la medida y análisis de diferentes parámetros físico-químicos, pueden ver con desconfianza estas nuevas metodologías, identificándolas con un intento desesperado del colectivo de biólogos de copar puestos y así disminuir su índice de parados. Considero que si bien esto parece lógico desde una perspectiva puramente humana de defensa de los intereses laborales, sin embargo no tiene razón de ser. Diferente es la postura de los que simplemente no confían en estos métodos. Los que mantienen la segunda opinión, pueden cambiarla rápidamente, por dos vías: bien mediante la lectura de los trabajos científicos que avalan su validez, o en el caso de mayor escepticismo mediante la aplicación de estos métodos en los cursos de agua que conocen y donde trabajan, con la total seguridad de que tendrán que acatar la evidencia.

Existen métodos de evaluación de la calidad de las aguas basados en macroinvertebrados que por la sencillez y rapidez de su utilización, y el escaso nivel de conocimientos previos que requieren, así como por la fiabilidad de sus resultados los hace idóneos para la vigilancia rutinaria de las cuencas fluviales. Un operario puede evaluar y cartografiar muchos puntos diferentes en un solo día, con el único gasto inherente al desplazamiento. Además de vuelta al laboratorio (u oficina) puede representar en un mapa la situación de calidad de los puntos visitados (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Zamora *et al.* 1995).

El responsable de la gestión ambiental, y a la vista de los mapas de calidad puede en un golpe de vista, observar los puntos conflictivos, y aquellos por el contrario presentan una calidad muy buena, buena, o aceptable. En ese momento se está en condiciones de aprovechar mejor

tanto los recursos humanos, como económicos disponibles, y realizar análisis fisico-químicos

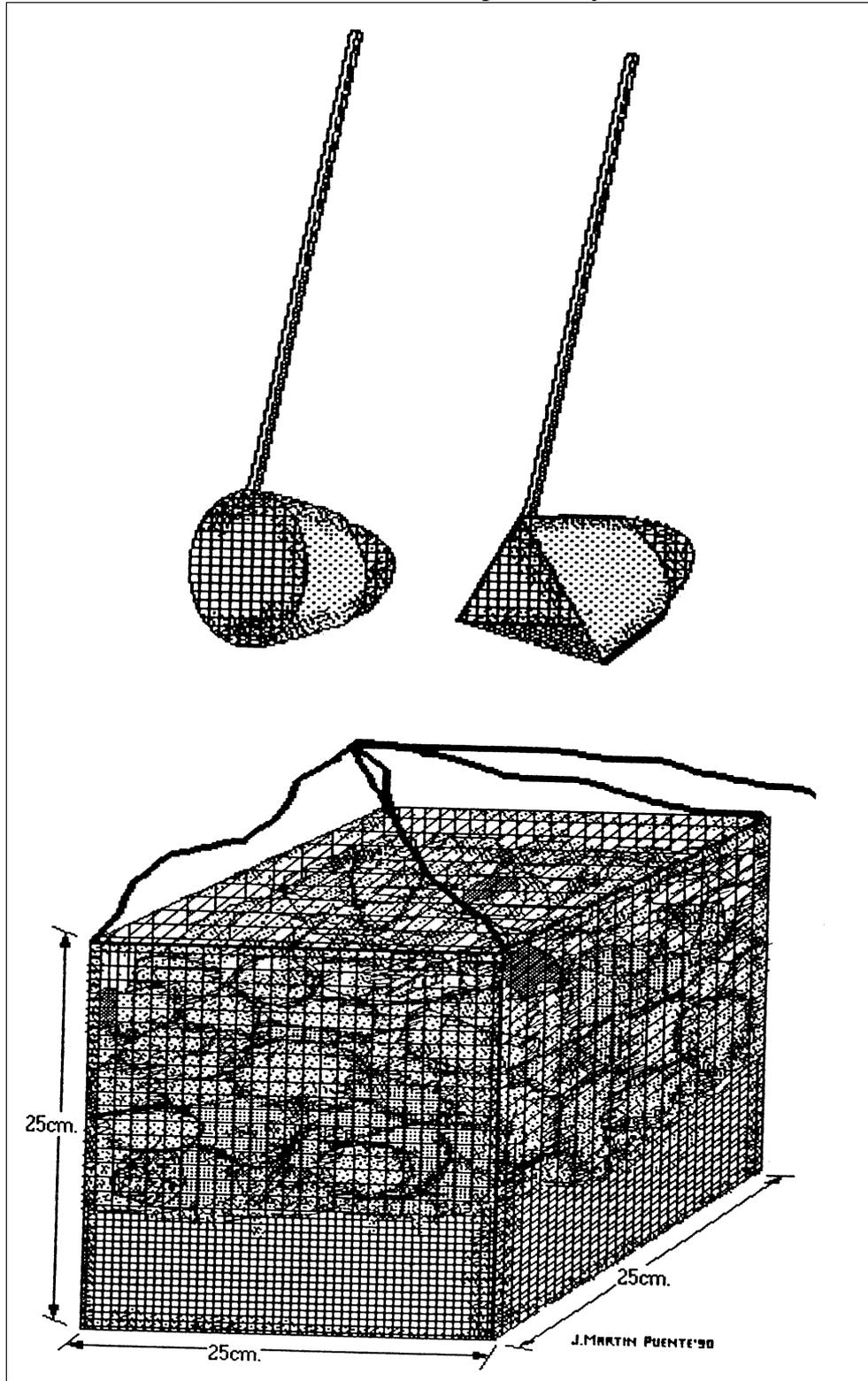


Fig.1.- Redes y tipo de sustrato artificial que hemos venido utilizando en los estudios de calidad biológica de los cursos de agua de la Cuenca del Río Guadalquivir (Alba-Tercedor et al., 1990).

exhaustivos en los puntos conflictivos. De tal modo que en vez de desperdiciar energías y dinero en analizar las aguas de las zonas sin problemas, resulta más productivo canalizar los

recursos para conocer exactamente quien contamina, cuando, y qué o cuales productos son los contaminantes que los macroinvertebrados venían detectando en los análisis biológicos previos.

En consecuencia lejos de existir un antagonismo, los métodos biológicos constituyen unos magníficos aliados para ahorrar y encauzar mejor los recursos disponibles en la vigilancia de la contaminación, y en la gestión ambiental.

Situación actual y perspectivas futuras

Lo “novedoso” que, para algunos, pueda resultar el uso de macroinvertebrados en la evaluación y cartografía de la calidad de las aguas, no significa que sea algo nuevo. Por el contrario estas metodologías datan de principios de siglo, y son numerosas las metodologías existentes y países en las que se aplican por ley, y de forma rutinaria (ver: Ghetti & Bonazzi, 1981, Hellowell, 1986; Metcalfe, 1989; De Pauw & Vanhoren, 1983, Rosenberg & Resh, 1993).

En nuestro país parece existir un total divorcio entre el desarrollo de la investigación en el uso de los macroinvertebrados como indicadores biológicos y el uso oficial de los mismos. Efectivamente existe una amplia experiencia al respecto, que comienza en la década de los 70 y que desde mediados de los 80 hasta la actualidad ha experimentado un crecimiento explosivo, se han desarrollado metodologías de aplicación específica a determinadas cuencas hidrológicas; así como metodologías de aplicabilidad a todo el territorio nacional, que incluso fueron adoptadas por la Sociedad Española de Limnología en 1990 y que prosiguen en evolución continua (ver Alba-Tercedor & Prat, 1992; Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996). Con la paradoja adicional de que gran parte de la investigación se ha llevado a cabo, con proyectos subvencionados por los organismos oficiales encargados de la vigilancia de las aguas, que sin embargo, salvo en “muy honrosas excepciones” obvian estas metodologías en los controles rutinarios, y en los informes de calidad de aguas que publican. Sin embargo esta situación no puede perdurar, y de hecho en la actualidad está circulando el borrador de la directiva europea sobre *calidad ecológica* referente a los cursos de agua. Directiva que trata de responder al problema que existe cuando se trata de legislar sobre las cantidades permitidas de cada contaminante que pueden ser/o no toleradas en los vertidos a los ríos. Pues es sabido que además de los posibles efectos sinérgicos de los diferentes productos tóxicos, los efectos que producen dependen de factores intrínsecos de cada curso de agua, que hacen que las mismas sustancias y en la misma concentración puedan producir efectos muy dispares en ríos diferentes. Para evitar este problema, se está intentando establecer criterios de calidad ecológica, es decir que se pretende atender no a la cantidad de producto vertido, sino a sus efectos sobre el ecosistema. Y desde este punto de vista, los índices de calidad biológica aparecen como una herramienta de primera magnitud (Newman *et al.* 1992).

EVALUACION BIOLOGICA DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS, CON EL INDICE BMWP’ (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

En Gran Bretaña, al amparo del “National Water Council”, Armitage *et al.* (1983), ordenaron las familias de macroinvertebrados acuáticos en 10 grupos siguiendo un gradiente de menor a mayor tolerancia a la contaminación. A cada familia le hicieron corresponder una

Familias	Puntuación
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae Athericidae, Blephariceridae	10
Astacidae Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae Prosopistomatidae Nemouridae Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae Hydroptilidae Unionidae Corophiidae, Gammaridae, Atyidae Platycnemididae, Coenagrionidae	6
Oligoneuriidae, Polymitarcidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae	5
Baetidae, Caenidae Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, 4 Rhagionidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Veliidae Notonectidae, Corixidae Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydridae, Thaumaleidae 2	2
Oligochaeta (todas las clases), Syrphidae	1

Tabla 1. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del B.M.W.P'.

puntuación que oscila entre 10 y 1. Con este sistema de puntuación era posible comparar la situación relativa entre estaciones de muestreo. Aplicado a los ríos peninsulares presentaba el problema de que no todas las familias de macroinvertebrados que habitan nuestros ríos estaban incluidas en la tabla original. Por otro lado, el mayor número de especies con diferentes comportamientos respecto de la polución, implicaba la necesidad de cambiarle la puntuación original.

Un primer intento de adaptación a Península Ibérica fue publicado por Alba-Tercedor y Jiménez-Millán (1987) a la Península Ibérica. Para ello añadieron nuevas familias a la tabla original, y cambiaron la puntuación de algunas. Para distinguir esta nueva tabla adaptada a la fauna ibérica se le llamó BMWP'.

Si bien con este sistema era posible obtener unas puntuaciones para comparar situaciones de calidad. Sin embargo, no permitía emitir juicios respecto de la situación de calidad. Es por ello que se correlacionaron los valores del BMWP' con cinco grados de contaminación, asignándoles una significación respecto de la misma (Alba-Tercedor. & Sánchez-Ortega, 1988).

La última actualización realizada de las familias y puntuaciones asignadas queda recogida en la Tabla 1, y las clases de calidad, significación y colores a utilizar en el cartografiado de calidad, se recogen en la Tabla 2.

La toma de muestras

Debido a que el índice BMWP' se basa en la existencia de una comunidad de macroinvertebrados que actúa como sensor ambiental, se ha de asegurar un muestreo representativo de la misma que incluya a representantes de las familias que habitan en el punto a estudiar. Para ello se necesita realizar un muestreo de tipo cualitativo realizando batidas con las redes en todos los microhábitats existentes en la zona: orillas con y sin vegetación, zonas de piedras, de arenas, en corriente y sin ella, etc....

Para conocer los microhábitats existentes es necesario realizar un recorrido visual del tramo de río a estudiar. Tras lo cual, se procede a muestrear de aguas abajo a aguas arriba, procurando vaciar, a menudo, el contenido de cada redada, en bateas de color blanco. Con ello se evitará que al colmatarse la red la propia corriente ayude a los animales a escapar.

El muestreo se dará por terminado cuando nuevas redadas no aporten capturas de representantes de nuevas familias de macroinvertebrados. La duración de esta operación depende de la experiencia y habilidad del operador.

Las muestras pueden transportarse al laboratorio para la extracción de los macroinvertebrados. Sin embargo resulta más fácil y rápido realizar la extracción directamente en el campo, pues el movimiento de los organismos vivos facilita su localización. Por otro lado en esta labor de extracción es cuando se comprueba que nuevas redadas no aportan nuevos taxones.

En caso de no poder identificar de "visu" los macroinvertebrados, es conveniente ir introduciéndolos en viales con alcohol de 96%, ayudándose de pinzas entomológicas que al ser flexibles no los dañan. Aunque estos organismos se suelen conservar en alcohol del 70%, en este caso se utiliza alcohol sin diluir debido a que al trabajar directamente en el campo, cada vez que en el pequeño vial se introduce un nuevo espécimen, junto con él se introduce una pequeña gota de agua, lo que hace que paulatinamente el alcohol vaya disminuyendo su concentración.

Para la captura de los macroinvertebrados las redes a utilizar (Fig. 1) deben de tener un tamaño de malla que no supere las 300 μ . El procedimiento a seguir depende de la profundidad del cauce. Si el cauce es de escasa profundidad se apoya la red en el fondo y, con ayuda de las manos, se remueve el substrato situado inmediato aguas arriba, avanzando a contracorriente. Si la profundidad es tal que no permite acceder con las manos al fondo, entonces se utilizan redes sujetas a un mango

largo, y es con ayuda de las botas con las que se van removiendo los diferentes substratos, dando pequeñas patadas, método conocido como “kick”, siguiendo la terminología inglesa.

En el caso de que la profundidad del cauce a muestrear sea tal que no permita al operador tocar fondo, pueden utilizarse substratos artificiales (ver Fig. 1). Existen numerosos modelos, nosotros hemos utilizado con gran éxito cubos, de 25 cms de lado, contruidos con una malla de plástico de 1 cm. de luz, rellenas con guijarros de uno 5 cms. El fondo y los laterales (hasta unos 10 cms de altura) de estas “jaulas” se refuerza con malla de 0.5 mm., que evita que los macroinvertebrados escapen en el momento de extraer los substratos (Alba-Tercedor *et al.*, 1990). Para aumentar la eficacia de los substratos artificiales, se anclan a ellos pequeños haces de leña, realizados con ramitas de la vegetación de orillas, así como estropajos, bien de esparto o de plástico. Con ello se reproducen diferentes hábitats que serán colonizados por los macroinvertebrados.

Los substratos artificiales han de colocarse a lo largo del transecto del cauce (generalmente 4 substratos, dos en orillas y dos en corriente) y para que sean colonizados por los macroinvertebrados ha de permanecer sumergidos entre 25 y 30 días.

Cálculo del índice

El uso del índice BMWP', requiere identificar los macroinvertebrados a nivel de familia, lo cual representa un considerable ahorro de trabajo taxonómico, y la posibilidad de ser utilizado por personal sin gran experiencia taxonómica. De hecho, en muy poco tiempo es posible reconocer las familias a simple vista, con lo cual puede realizarse un inventario de lo que habita en cada punto, en el campo y de forma simultánea con la realización del muestreo.

En caso de no estar familiarizado con las familias, o en caso de duda, los macroinvertebrados pueden identificarse en el laboratorio de forma rápida y segura con ayuda de claves de identificación. De ellas, destacamos la de Tachet *et al.* (1987) (en francés, pero con numerosos dibujos que hacen muy fácil la identificación) y la de Sansoni (1988). (en italiano, pero con numerosos dibujos y fotografías en color). Además en castellano existen algunas pequeñas obras traducidas. La más completa es la de Needham & Needham (1978), que corresponde a la fauna de Norteamérica, con adendas para adaptarla a la fauna europea.

Tras la identificación de los macroinvertebrados, se elabora una lista de inventario con las familias presentes. Se busca la puntuación que cada familia tiene (ver Tabla 1), y se obtiene el valor del índice BMWP', por la suma total de la puntuación correspondiente a cada una de ellas.

Juicio sobre la calidad y cartografía de la misma.

El valor obtenido anteriormente se hace corresponder con una determinada clase de calidad, cotejándolo con la Tabla 2. Así, un valor del BMWP' de 50, correspondería a un agua contaminada de clase III, con una calidad “dudosa”. Y ese punto se representaría en la red hidrográfica de color amarillo.

El problema de establecer límites estrictos de calidad de aguas implica la necesidad de reconocer situaciones intermedias entre unos y otros. Es por ello que aquellos valores que queden cinco unidades por exceso o por defecto de los límites establecidos en la Tabla 2, han de considerarse entre dos clases de calidad, alternando los colores representativos de las clases de calidad correspondientes. Por ejemplo un valor de 103, quedaría intermedio entre las clase I y II (al sumarle o restarle 5 unidades), y por tanto correspondería a un agua de clase I-II, y a la estación de muestreo se la representaría en el mapa de colores azul y verde

Clase	Calidad	Valor	Significado	Color
I	"Buena"	> 150 101-120	Aguas muy limpias Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	Azul
II	"Aceptable"	61-100	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Verde
III	"Dudosa"	36-60	Aguas contaminadas	Amarillo
IV	"Crítica"	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	"Muy crítica"	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Tabla 1. Clases de calidad, significación de los valores del B.M.W.P.' y colores a utilizar para la representaciones cartográficas

REFERENCIAS

- Alba-Tercedor, J. (1994). El entomólogo y los problemas de degradación de los sistemas acuáticos. En: *Environmental Management and Arthropod Conservation* (Eds. R. Jiménez-Peydró & M.A. Marcos-García): 131-138. Asociación Española de Entomología. 179 p. Valencia.
- Alba-Tercedor, J. & Jiménez-Millán, F. (1987). *Evaluación de las variaciones estacionales de la calidad de las aguas del Río Guadalfeo, basada en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos*. LUCDEME III. ICONA, Monogr. 48: 1-91.
- Alba-Tercedor, J., Capitán Vallvey, L.F., Espigares García, M., Coca Pérez. C., Guisasola Díaz de Mendíbil, I. & Martín Puente, J.M. (1990). *Estudio de las condiciones ecológicas, sanitarias, químicas y de calidad de las aguas de la cuenca media-alta del río Guadalquivir*. Universidad de Granada-Dirección General de Obras Hidráulicas. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (MOPU) 428 p. (inédito).
- Alba-Tercedor, J. & Prat, N. (1992). Spanish experience in the use of macroinvertebrates as biological 14606 EN-FR, 1992- pollution indicators. En: *River Water Quality Ecological Assessment and Control* (Eds. P. Newman, A. Piavaux & R. Sweeting): 733-738. Commission of the European Communities, EUR III, 751 p. Bruselas
- 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 Hellowell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- Armitage, P.B., Moss, D. Wright, J.F. & 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. *Water Res.*, 17(3): 333-347.
- De Pauw, N., Ghetti, P.F., Manzini, P. & Spaggiari, R. (1992). Biological assessment methods for running water. En: *River Water Quality Ecological Assessment and Control* (Eds. P. Newman, A. Piavaux & R. Sweeting): 217-248. Commission of the European Communities, EUR 14606 EN-FR, 1992-III, 751 p. Bruselas.
- De Pauw, N. & Vanhooren, G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100: 153-168.

- Ghetti, P.F. & Bonazzi, G. (1981). *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente, CNR AQ/1/127, 181 p.
- Hellawell, J. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publ. 546p. London & New York.
- Metcalf, J.L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60: 101-139.
- Needham, J.G. & Needham, P.R. (1978). *Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Traducción adaptada para España y América*. De.. Reverté, S.A. 131 p. Barcelona.
- Newman, P. Piavaux, A. & Sweeting, R. (1992). *River Water Quality. Ecological Assessment and Control*. Commission of the European Communities. EUR 14606 EN-FR, III. 751 p. Bruselas.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall. 488 p. New York & London.
- Sansoni, G. (1988). *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Prov. Autonoma di Trento. Stazione Sperimentale Agraria Forestale. 191 p. Trento.
- Tachet, H., Bournaud, M. & Richoux, P. (1987). *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces*. Université Lyon I-Association Française de Limnologie. 155 p. Paris.
- Zamora-Muñoz, C. & Alba-Tercedor, J. (1996). Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *J.N.Am.Benthol.Soc.*, 15(3): 332-352.
- Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A. & 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: 285-290.