

# **LOS MACROINVERTEBRADOS Y SU VALOR COMO INDICADORES DE LA CALIDAD DEL AGUA**

por

**Gabriel Roldán Pérez\***

## **Resumen**

**Roldán Pérez, G.:** Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Rev. Acad. Colomb. Cienc. **23**(88): 375-387. 1999. ISSN 0370-3908.

Se hace un análisis de la problemática de la contaminación del agua y se discuten algunos de los métodos más usados para medir su grado de deterioro mediante los bioindicadores. Existen métodos biológicos para evaluar la calidad del agua que son de amplio uso en países desarrollados, pero debido a que la fauna acuática allí existente es diferente a la nuestra, no pueden aplicarse en el trópico sin antes conocer qué tipo de organismos viven aquí y cuáles son sus exigencias ecológicas. Se propone la adopción de un método para la evaluación de la calidad del agua en ecosistemas de montaña tropicales, utilizando los macroinvertebrados como bioindicadores.

**Palabras clave:** macroinvertebrados acuáticos, bioindicadores, calidad de agua, índices de diversidad, sistema saprobio, índice biótico.

## **Abstract**

An analysis of the water pollution problems is presented and some of the more used methods for assessment of its damage degree through bioindicators are discussed. There are biological methods for assessment of water quality widely used in developed countries. Because the aquatic fauna existing there is different from the one here, those methods can not be applied in the tropics before knowing what kinds of organisms live here and what ecological requirements they have. The adoption of a method for assessment of water quality in tropical mountains ecosystems is proposed, using macroinvertebrates as bioindicators.

**Key words:** aquatic macroinvertebrates, bioindicators, water quality, diversity indices, saprobien system, biotic index.

\* Universidad de Antioquia, Posgrado de Biología, A.A. 1226, Medellín, Colombia. E-mail: [grolan@matematicas.udea.edu.co](mailto:grolan@matematicas.udea.edu.co)

## Introducción

Se considera que un organismo es un indicador de calidad de agua, cuando este se encuentra invariablemente en un ecosistema de características definidas y cuando su población es porcentualmente superior o ligeramente similar al resto de los organismos con los que comparte el mismo habitat. Así por ejemplo, en ríos de montaña de aguas frías, muy transparentes, oligotróficas y muy bien oxigenadas, se espera siempre encontrar poblaciones dominantes de efemerópteros, tricópteros y plecópteros; pero también se espera encontrar en bajas proporciones, odonatos, hemípteros, dípteros, neurópteros, ácaros, crustáceos y otros grupos menores.

Por el contrario en ríos y quebradas que están siendo contaminadas con materia orgánica, de aguas turbias, con poco oxígeno y eutrofizadas, se espera siempre encontrar poblaciones dominantes de oligoquetos, chironómidos y ciertos moluscos; pero ocasionalmente, pueden presentarse algunos pocos individuos que se consideran indicadores de agua limpias. En situaciones intermedias, o sea en aguas que comienzan a mostrar síntomas de contaminación, o por el contrario que comienzan a recuperarse, es común encontrar poblaciones dominantes de turbelarios, hirudíneos, ciertos moluscos (*Lymnaeidae* y *Physidae*), de quironómidos y oligoquetos, mezcladas en menor proporción con ciertos efemerópteros y tricópteros (Roldán, 1992).

La situación así planteada, resulta aparentemente fácil de entender y de aplicar. De hecho, una persona experimentada en reconocer a simple vista todos estos organismos en el campo, en unos pocos minutos después de levantar algunas rocas y troncos sumergidos, y de acuerdo con las características de olor y color de las aguas, puede con certeza dar un diagnóstico rápido a cerca de la calidad del agua. En otras palabras, puede afirmar con relativa seguridad si el ecosistema no está perturbado, o si por el contrario, algo preocupante está sucediendo. Un ecólogo de este tipo, es como un médico experimentado, que con sólo una auscultación general a un paciente lo encuentra bien de salud; o por el contrario, descubre algunos síntomas que lo hacen pensar que algo está afectando dicho paciente. En este caso, exámenes más rigurosos y pruebas de laboratorio podrán confirmar con certeza la gravedad de la enfermedad que aqueja al enfermo.

Este símil lleva a pensar cómo un ecólogo acuático, al igual que un especialista clínico, debe conocer los métodos y los equipos que le permitan hacer una evaluación más certera del ecosistema. En este caso, un

conocimiento detallado de los organismos a nivel individual es fundamental; es decir, a nivel de género y especie, si quiere que su diagnóstico sea lo más exacto posible. Si a esto se suman una serie de análisis físico-químicos y microbiológicos, el ecólogo acuático o limnólogo, podrá con mayor certeza diagnosticar el verdadero estado del ecosistema.

El estado de conocimiento que aun se tiene en Colombia de la fauna de macroinvertebrados acuáticos, aun no permite llegar a un refinamiento, como sí se tiene en Estados Unidos y en Europa, donde se dispone de claves hasta el nivel de especie para la mayor parte de la fauna existente en estos países. Con un estado así de conocimiento, se puede trabajar con índices bióticos y de diversidad, que permiten ver con mayor claridad y detalle la estructura de la comunidad, sus microhabitat y sus nichos ecológicos.

Es por lo tanto, importante reconocer el gran valor que tiene la bioindicación como un método para evaluar la calidad del agua. La presencia de una comunidad en un cuerpo de agua determinado, es un índice inequívoco de las condiciones que allí están prevaleciendo y que las fluctuaciones de contaminación que puedan presentarse, no son lo suficientemente fuertes como para provocar un cambio significativo en la misma. Así, por ejemplo, si en una zona determinada de un río se encuentran valores altos de oxígeno, poca turbiedad, bajo color y baja conductividad, pero la fauna encontrada está dominada por oligoquetos, moluscos y quironómidos, no hay duda que en dicho sitio prevalecen la mayor parte del tiempo condiciones de extrema contaminación y que los momentos de alta oxigenación que puedan ocurrir son tan fugaces, que no son suficientes para provocar cambios significativos en la estructura de la comunidad. Estas condiciones se dan, por ejemplo, después de una fuerte lluvia, en que el agua se oxigena por la dilución y la turbulencia.

## Historia de la biondicación

La degradación de los recursos acuáticos ha sido motivo de preocupación del hombre en las últimas décadas. Los primeros esfuerzos por determinar el daño ecológico causado por los residuos domésticos e industriales en las corrientes de agua fueron realizados por Kolkwitz & Marsson (1908, 1909), creando de esta manera las bases del sistema saprobio, ampliamente utilizado actualmente en Alemania y algunos países europeos. No fue hasta mediados de los años 50's cuando comenzaron a utilizarse diferentes metodologías de evaluación de calidad del agua mediante el uso de los

indicadores biológicos. **Patrick** (1949, 1950) propone métodos biológicos para evaluar las condiciones ecológicas de las corrientes.

En la década de los 50's y principios de los 60's comienza a discutirse el concepto de diversidad de especies basado en índices matemáticos derivados fundamentalmente de la teoría de la información (**Brillouin**, 1951; **Beck**, 1955; **Margalef**, 1951, 1956, 1958; **Shannon & Weaver**, 1949; **Simpson**, 1949; **Wilhm**, 1967, 1968, 1970; **Wilhm & Dorris**, 1966, 1968; **Sheldon**, 1969). Dicha teoría parte del la base de que a mayor información que se tenga acerca de un hecho, suceso o situación, mayor y más preciso será el conocimiento que se tenga acerca de ella. Si se parte de la base de que una comunidad natural se caracteriza por poseer muchas especies y pocos individuos por especie (como es el caso ofrecido por condiciones ambientales poco fluctuantes a lo largo del tiempo, promedio ideal: ni muy frío ni muy cálido), o estar constituido por pocas especies y muchos individuos por especie (como es el caso de ecosistemas sometidos a condiciones ambientales fluctuantes a lo largo del tiempo, o de presión ambiental natural, como ocurre en las grandes profundidades en los lagos, las partes altas en las montañas y las latitudes extremas polares). De acuerdo con lo anterior, los daños causados por la contaminación orgánica e industrial o por la destrucción de habitats por actividades agrícolas o mineras, pueden medirse mediante el análisis de las comunidades resultantes, comparadas con las no perturbadas.

**Washington** (1984) hace una revisión de los índices de diversidad, bióticos y de similitud con especial referencia a los ecosistemas acuáticos. Presenta 18 índices de diversidad, 19 índices bióticos y cinco índices de similitud y analiza su aplicabilidad a los sistemas biológicos. Para él la mayoría de los índices aún no son totalmente satisfactorios. **Prat et al.** (1986) realiza en España una comparación entre dos índices de calidad del agua, uno que utiliza parámetros fisicoquímicos (ISQA) y el otro parámetros biológicos (BILL), encontrando baja correlación entre ellos.

**Barbour et al.** (1995) presentan un total de 63 tipos de mediciones para evaluación rápida de los ecosistemas. De ellos: a) ocho corresponden a "medidas de riqueza" los cuales se fundamentan en el análisis del número de taxones encontrados; b) 15 se refieren a "enumeraciones" que son en realidad cálculos basados en porcentajes de determinados taxones; c) 15 corresponden a los "índices de diversidad y similitud de la comunidad" donde están los más conocidos (**Shannon & Weaver**, 1949; **Simpson**,

1949; **Margalef**, 1951); d) 12 se refieren a los "índices bióticos" siendo los más conocidos el BMWP y el índice de saprobiedad; e) 10 índices conocidos como "mediciones funcionales", donde se considera el tipo de función que desempeñan los organismos en la comunidad, como por ejemplo: colectores, filtradores, trituradores, depredadores, etc; f) por último se consideran tres medidas denominados "índices combinados" dentro de los cuales se mencionan el índice de la comunidad de macroinvertebrados, el promedio de puntaje biométrico y puntaje de la condición biológica.

En la década de los años 80's y en la de los 90's comienza a generalizarse el uso de estos índices y a proponerse otros nuevos o modificaciones de los existentes. **Karr** (1991) introduce el concepto de "Índice de Integridad Biológica" - IBI, el cual es una herramienta multiparamétrica para la evaluación de las corrientes basada en la comunidad de peces. Dada la aceptación que este método ha tenido en Norteamérica, se ha extendido su uso a otros grupos biológicos. **Armitage & Petts** (1992) examinan la factibilidad de usar puntajes bióticos y las predicciones basadas en el sistema computarizado conocido como RIVPACS (River InVertebrate Prediction and Classification System) (**Wright et al.**, 1989) para valorar la pérdida de fauna béntica. **Wright** (1995) aplica el método RIVPACS en la Gran Bretaña y llega a la conclusión de que no sería válido para otras regiones de Europa, dado que en la isla no existen ríos tan grandes y caudalosos como en el continente.

**Resh et al.** (1995) desarrollan en Maryland (USA) métodos rápidos de evaluación del agua usando los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. Tanto este método como el del Reino Unido valoran las condiciones del hábitat y predicen la fauna esperada en un determinado sitio. **Alba -Tercedor** (1996) adopta la utilización de los macroinvertebrados acuáticos en los programas de evaluación de la calidad del agua en España, utilizando para ello el índice BMWP' adaptado para la Península Ibérica. **Towson et al.** (1997) califican la perturbación en las corrientes en relación con las características de las especies de macroinvertebrados y la riqueza de dichas especies.

**Lorenz et al.** (1997) desarrollan un sistema de indicadores en el río Rin (Alemania) con base a conceptos teóricos que describen los ríos naturales entre los cuales se consideran la zonación, la hidráulica, el espiral de nutrientes, la jerarquía de tributarios y el concepto del "río continuo", entre otros. **Munné et al.** (1998) establecen en España un índice de calidad que valora el estado

de conservación del bosque de ribera (QBR). Se trata de comparar el estado actual del sistema que se estudia con un estado de referencia donde la biodiversidad y la funcionalidad del sistema solamente estarían influenciados por las perturbaciones de origen natural.

## Los indicadores de la calidad del agua

### *Principales tipos de perturbaciones antrópicas en los ríos*

Las principales fuentes de perturbaciones causadas en los ecosistemas acuáticos por el hombre están relacionadas con la contaminación de origen doméstico, industrial, agrícola, minero y deforestación, como las más importantes. Estas perturbaciones pueden resumirse de la siguiente manera:

#### 1. Directo al lecho del río

- Regulación del flujo y desviación
- Destrucción del habitat: dragado, revestimiento, canalización, construcción de presas
- Alteración de la temperatura, del pH, salinidad
- Vertimiento de aguas servidas
- Vertimiento de tóxicos (metales pesados, pesticidas)
- Elementos radiactivos
- Manipulación de la cadena alimenticia (especies exóticas)

#### 2. Indirecto

##### a. En el área de captación:

- Prácticas forestales (erosión, arrastre de sedimentos)
- Quemadas
- Construcción de vías
- Substracción de agua y canales de desvío
- Contaminación del aire
- Prácticas agrícolas

##### b. En la zona riparia

- Insolación (efectos en la productividad primaria)
- Alteración de la temperatura del agua
- Dinámica de nutrientes
- Aportes alóctonos

- Dinámica de los sedimentos
- Morfología del cauce

Los anteriores impactos pueden medirse y cuantificarse mediante el uso de bioindicadores cuyo valor y peso indicativo debe previamente definirse.

### *Niveles de perturbaciones en los ríos con comunidades de macroinvertebrados*

**Prat & Ward (1994)** plantean los diferentes grados de perturbación causados en los ecosistemas acuáticos y las comunidades correspondientes a cada uno de ellos. Se establece la forma como cambian las comunidades de macroinvertebrados en la riqueza de especies, en la diversidad y en la productividad. Así, las comunidades naturales se caracterizan por ser diversas y heterogéneas. Cuando se presenta una perturbación moderada, comienzan a aparecer especies tolerantes y a disminuir las intolerantes; puede presentarse además, un aumento de depredación. Con perturbaciones altas, desaparecen las especies intolerantes y la tramas alimenticias se hacen cada vez más lineales. Cuando la perturbación es demasiado alta, sólo están presentes una pocas especies representadas en grandes números. En situaciones extremas, sólo se encuentran microorganismos como bacterias, algas y ciliados.

### *Evaluación química y biológica de la calidad del agua: Ventajas y desventajas*

Igualmente (**Prat, 1998**) hace una comparación de las ventajas y desventajas que ofrecen los métodos químicos y los biológicos. Dentro de las *ventajas* ofrecidas por los métodos **químicos** están: los cambios temporales detallados, la determinación precisa de la contaminación y la fácil estandarización. Dentro de las *desventajas*: la posible contaminación de las muestras, la no integración temporal y los costos elevados. En cuanto a los análisis **biológicos**, tiene la *ventaja* de hacer integraciones espaciales y temporales, hacer estudios de bioacumulación, dar respuesta a contaminaciones crónicas y puntuales y medir la degradación de hábitat. Con relación a las *desventajas* están la sensibilidad temporal baja, dificultades de cuantificación y estandarización, así como con las aguas subterráneas.

### *Ventajas y desventajas de los diferentes métodos de bioindicación*

**Prat (1998)** discute algunos métodos biológicos para la evaluación de la calidad del agua. A nivel de especies considera los macroinvertebrados, las macrófitas y las algas como indicadores puntuales de materia orgánica,

eutroficación y acidificación. Estos métodos tienen la ventaja de ser simples y baratos; los inconvenientes son los de no tener un conocimiento adecuado de la taxonomía. La tabla 1 presenta las ventajas y desventajas de la bioindicación cuando se utilizan comunidades, métodos microbiológicos, bioquímicos, bioensayos, análisis químicos o estudios histológicos y morfológicos. Nótese como los macroinvertebrados son los que ofrecen métodos más simples, baratos y sensitivos.

### *Características ideales de un bioindicador*

Cuando se habla de características ideales de un bioindicador, se observa que sólo unos pocos organismos podrían estrictamente llenar estos requerimientos. Para definir un bioindicador de calidad de agua, primero debe conocerse la flora y fauna acuática de la región motivo de estudio. Así, para regiones de zonas templadas como Europa y Estados Unidos ya existen organismos plenamente identificados hasta nivel de especie con su valor y peso indicativo. Para nuestros países tropicales, este conocimiento es aun muy deficiente y solo se tiene un conocimiento hasta nivel de familias o en el mejor de los casos hasta género. Los macroinvertebrados son los de más amplia aceptación dadas las siguientes ventajas:

- Son abundantes, de amplia distribución y fáciles de recolectar
- Relativamente fáciles de identificar, si se comparan con otros grupos menores
- Son sedentarios en su mayoría y reflejan las condiciones locales
- Poseen ciclos de vida largos
- Son apreciables a simple vista
- Se pueden cultivar en el laboratorio
- Varían poco genéticamente
- Responden rápidamente a los tensores ambientales

Aceptación de los diversos taxa como indicadores de la calidad del agua

**Ghetti & Bonazzi** (1981) consideran los macroinvertebrados acuáticos como los de mayor popularidad como bioindicadores. Tienen la ventaja de tener un tiempo de vida largo y se observan a simple vista. Les siguen en popularidad las algas, los protozoos y las bacterias. Los virus, los hongos, las macrófitas y los peces sólo ocupan un 10% del total de organismos acuáticos. (Tabla 2).

### *Ventajas y desventajas de los diferentes grupos de organismos acuáticos como indicadores de la calidad de las aguas*

**Prat** (1998) compara las ventajas y desventajas de las bacterias, los protozoos, las algas, los macroinvertebrados, las macrofitas (en términos de biomasa) y los peces. Debido a que los macroinvertebrados acuáticos por su tamaño son observables a simple vista, por ser de amplia distribución, poseer ciclos de vida relativamente largos y adaptarse la mayor parte de los grupos a características muy definidas de agua, han sido seleccionados por la mayor parte de los investigadores como los mejores indicadores de calidad del agua (Tabla 3).

### **Los sistemas de bioindicación**

De acuerdo con la literatura existente a partir de los años 50's la tendencia de la evaluación biológica ha sido la producir índices. Como resultado se conocen actualmente cerca de 100 índices. **De Pauw & Hawkes** (1993) discuten varias experiencias para Europa y están de acuerdo con los macroinvertebrados como los mejores bioindicadores de la calidad del agua. **Metcalf** (1989) distingue tres enfoques principales para evaluar la respuesta de las comunidades de los macroinvertebrados a la contaminación. Estos son: el *sapróbico*, el de *diversidad* y el *biótico*.

### **El enfoque sapróbico**

Se basa en la tolerancia a la contaminación de las especies indicadoras presentes. **Liebmann** (1962) discute cómo autores desde mitad del siglo XIX hablaban de organismos de aguas limpias y de aguas contaminadas. **Kolkwitz & Marsson** (1902, 1908, 1909) basaron inicialmente su sistema en los microorganismos del plancton y el perifiton presentes en las corrientes de Europa Central. Posteriormente comenzaron a usarse los macroinvertebrados, las macrófitas y los peces.

Al igual que otros sistemas de bioindicación, el sistema sapróbico se desarrolló para dar un índice numérico, conocido como *índice sapróbico*. Actualmente en Alemania se utiliza ampliamente "el sistema saprobio", el cual está basado en el principio planteado por **Kolkowitz & Marsson** (1908, 1909). En este sistema se utilizan todos los organismos acuáticos desde los hongos y las algas hasta los vertebrados como indicadores de la calidad del agua. Es importante saber que para su aplicación se requiere conocer los organismos hasta el nivel de especie. También se tienen en cuenta algunos parámetros fisicoquímicos como el oxígeno disuelto, la

Tabla 1. Ventajas y desventajas de los diferentes métodos de bioindicación (Prat, 1998)

	Organismos usados	Usos	Contaminación indicada	Ventajas	Desventajas
<b>Especies ind. macrófitas</b>	invertebrados tendencias algas	impac.punt. eutroficación básicos	M.O baratos acidificación	simples uso local no equipos	taxonomía  cambio nat.
<b>Estudios com.</b>	invertebrados	evaluación tendencias impactos	M.O eutroficación tóxicos	idem	uso local cambio nat.
<b>Mét. microbi.</b>	bacterias	impactos vigilancia	salud M.O.	simples baratos salud	resultados falsos (transporte)
<b>Fisiol.bioqu.</b>	invertebrados algas peces	impactos advertencia	M.O eutroficación tóxicos	sensitivos medidas en continuo	técnicas y conocimientos complejos
<b>Bioensayo Test toxicidad</b>	invertebrados peces	vigilancia advertencia impactos	M.O pesticidas tóxicos	rápidos simples continuos	laboratorio diferente campo
<b>Análisis químicos organismos</b>	peces moluscos plantas	impactos tendencias	tóxicos pesticidas salud	salud	caros equipos complejos
<b>Histología Morfología</b>	invertebrados peces	impactos advertencia básicos	tóxicos pesticidas M.O	sensibles	complejidad

Tabla 2. Aceptación de los diversos taxones como indicadores de la calidad del agua (Ghetti &amp; Bonazi, 1981)

Grupo	Porcentaje %			
	0	10	20	30
<b>Virus</b>	xx			
<b>Bacterias</b>	xxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxx			
<b>Hongos</b>	xxxx			
<b>Algas</b>	xx			
<b>macrófitas</b>	xxxxx			
<b>Protozoos</b>	xx			
<b>Macroinv.</b>	xx			
<b>Peces</b>	xxxxxx			

DBO5 y el amonio. Igualmente se incluye el "índice sapróbico" el cual es un valor que va de 1.0 a 4.0 y se obtiene mediante la ecuación abajo señalada. De acuerdo

con los resultados se obtienen siete clases de aguas que van desde las más limpias hasta las más críticamente contaminadas (Tabla 4).

Tabla 3. Ventajas y desventajas de los diferentes grupos de organismos acuáticos como indicadores de la calidad de las aguas (Prat, 1998).

Organismo	Ventajas	Desventajas
<b>Bacterias</b>	Crecimiento rápido Fácil cultivo	Incertidumbre viabilidad Tiempos de vida cortos
<b>Protozoos</b>	Fácil muestreo Sistemas saprobios	Problemas de taxonomía Problemas deriva
<b>Algas</b>	Problemas muestreo cuantitativo. Eutrofia bien.	No indicadas metales. pesticidas. Probl.taxonom.
<b>Macroinvertebrados</b>	Tiempo vida largo Indicadores sencillos	Muestro cuantitativo Grupos heterogéneos
<b>Macrófitas</b> (biomasa)	Visibles fácilmente Fácil muestreo	Cambios naturales Poca variedad
<b>Peces</b>	Mucha información Arriba red trófica	Movilidad Muestreo difícil

**Índice Saprobio**

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n Si \times Ai \times Gi}{\sum_{i=1}^n Ai \times Gi}$$

Donde:

- S= índice saprobico
- i = número de orden de taxones
- S= valor de saprobiedad de los taxones
- A= cifra de abundancia de los taxones
- G= peso indicativo de los taxones
- n = número de taxones

La ventaja del sistema saprobico es que incluye una gran variedad de taxones y comunidades y es aplicable a todo tipo de ríos. La desventaja es la de que solo en muy pocas regiones se tiene un conocimiento de los organismos hasta el nivel de especie.

**El enfoque de la diversidad**

Usa tres componentes de la estructura de la comunidad, a saber: riqueza, uniformidad y abundancia para describir la respuesta de la comunidad a la calidad ambiental. Una comunidad natural se caracteriza por tener una alta diversidad o riqueza y un bajo número de individuos por especie. Por el contrario, una comunidad

bajo la presión de la contaminación, se caracteriza por poseer un bajo número de especies, pero muchos individuos por especie. Esto lo provocan también condiciones naturales extremas. Basado en lo anterior, la diversidad de la comunidad se toma como una medida de la calidad del agua del río.

Se han desarrollado muchos índices para medir la diversidad. El más conocido y usado es el de **Shannon-Weaver** (1949). Este refleja igualdad: mientras más uniforme es la distribución entre las especies que componen la comunidad mayor es el valor.

**Índice de Diversidad (Shannon-Weaver, 1949)**

$$H' = -\sum_{i=1}^S (ni / n) \ln (ni / n)$$

*H'* = índice de diversidad  
 ni = número de individuos por especie  
 n = número total de individuos  
 ln = logaritmo natural

Existen otros índices de diversidad muy populares como el de **Margalef** (1951) y el **Simpson** (1949), pero al igual que los anteriores, tienen el limitante de la identificación de los organismos hasta nivel de especie. Las siguientes son las respectivas fórmulas:

Tabla 4. Criterios para el dictamen de calidad de aguas corrientes basado en el sistema saprobio

Clase	Grado cont. orgánica	Grado de saprobiedad	Indice saprobio	DBO5 mg/l	NH4-N mg/l	O2 mg/l
I	poca o ninguna contaminación	oligosaprobio	1.0 - < 1.5	1	trazas	> 8
I - II	poca contaminación	oligosaprobio -betamesosaprobio	1.5 - < 1.8	1 - 2	ca. 0.1	> 8
II	mediana contaminación	betamesosaprobio	1.8 - < 2.3	2 - 6	< 0.3	> 6
II - III	contaminación crítica	alfa-betamesosaprobio	2.3 - < 2.7	5 - 10	< 1.0	> 4
III	contaminación fuerte	alfamesosaprobio	2.7 - < 3.2	7 - 13	> 0.5	> 2
III-IV	contaminación muy fuerte	alfamesosaprobio y polisaprobio	3.2 - < 3.5	10 - 20	> 0.5	< 2
IV	supercontaminado	polisaprobio	3.5 - 4.0	> 15	> 0.5	< 2

**Indice de Diversidad (Margalef, 1951)**

$$I = S - 1 / \log N$$

S = número de especies  
N = número de individuos  
logn = logaritmo natural

**Indice de Diversidad (Simpson, 1949)**

$$I = - \sum \frac{ni (ni - 1)}{N (N - 1)}$$

n<sub>i</sub> = No. de individuos de especies diferente a las de arriba (valores invertidos)

Aunque el concepto de diversidad es muy atractivo en teoría, sus resultados pueden variar mucho con los métodos de muestreo, la naturaleza del sustrato y la época del año.

**El enfoque biótico**

Incluye los aspectos esenciales de la saprobiedad y de la diversidad, combinando una medida cuantitativa de diversidad de especies con la información cualitativa sobre la sensibilidad ecológica de taxones individuales en una expresión numérica simple. Beck (1955) propuso el índice biótico en los Estados Unidos el cual se basa en la relación entre especies intolerantes y tolerantes a la

contaminación; los valores van entre 0 - 10. Este índice parece haberse originado en el Trent Biotic Index (TBI) el cual fue usado por primera vez por el Trent River Board en los años 50's y descrito posteriormente por su proponente Woodwiss (1964).

**Indice biótico (Beck, 1955)**

$$I = 2S_i - 2S_1$$

S<sub>i</sub> = No. de especies intolerantes  
S<sub>1</sub> = tolerantes a la contaminación (Rara vez excede de 10)

Otros índices utilizados dentro de esta categoría son el déficit de especies de Kothé (1962) y saprobiedad de Pantle & Buck (1955); en el primero se tiene en cuenta el grado de saprobiedad (Liebmann, 1951) y en el segundo, el número de especies aguas arriba y aguas abajo después de la descarga.

**Déficit de especies (Kothé, 1962) ó pérdida de especies**

$$I = \frac{Su - Sd}{Su} \times 100$$

Su = No. De especies aguas arriba  
Sd = No. De especies aguas abajo de la descarga

**Índice de Saprobiidad (Pantle y Buck, 1955)**

$$I = \frac{\sum sh}{\sum h}$$

s= grado de saprobiidad (Liebmann, 1951)  
 oligo = 1 , poli = 4  
 h = abundancia (rara = 1, frecuente = 3, abundante = 5)

Cualquier índice tiene su utilidad y valor de acuerdo al criterio con que se use al conocimiento que se tenga sobre la fauna local.

**Puntajes bióticos y valores BMWP**

En 1970 el Biological Monitoring Working Party (BMWP) estableció en Inglaterra un método simple de puntaje para todos los grupos de macroinvertebrados identificados hasta nivel de familia y que requiere solo datos cualitativos (presencia / ausencia). El puntaje va de 1 a 10 de acuerdo con su tolerancia a la contaminación orgánica. Las familias más sensibles (por ejemplo: Perlidae, Oligoneuridae) reciben una puntuación de 10; en cambio las más tolerantes a la contaminación (Oligochaeta) reciben una puntuación de 1. Familias intolerantes a la contaminación tienen puntajes altos y las tolerantes puntajes bajos (Armitage et al, 1983). La suma de los puntajes de todas las familias en un sitio dado da el puntaje BMWP total. El puntaje promedio por taxón conocido como ASPT (Average Score per Taxon) esto es, el puntaje total BMWP dividido por el número de los taxa es un índice particularmente valioso para la

evaluación del sitio. Los valores de puntaje para las familias individuales reflejan su tolerancia a la contaminación basado en el conocimiento de la distribución y la abundancia. Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor (1996) hicieron una adaptación del BMWP inglés para España y lo denominaron BMWP'. La tabla 5 muestra las diferentes clases de calidad de agua, los valores BMWP' asignados y el significado que tiene para cada una de ellas. Los colores corresponden a símbolos internacionales. En representaciones cartográficas los ríos van coloreados de acuerdo a la calidad de agua correspondiente.

**Una propuesta para Colombia**

**Planteamiento del Problema**

Basados en la información anterior, es claro que desde hace varias décadas existen métodos biológicos para evaluar la calidad del agua que son de amplio uso principalmente en Europa, los Estados Unidos y Canadá, pero debido a que la fauna acuática allí existente es diferente a la nuestra, no pueden aplicarse en el trópico sin antes conocer qué tipo de organismos viven aquí, cuáles son sus exigencias ecológicas y su distribución geográfica. Debe tenerse en cuenta igualmente, que dentro de los métodos existentes los hay desde los más simples, en los cuales bastaría utilizar sólo grupos mayores de organismos ( Por ejemplo, a nivel de ordenes y familias), hasta los más complejos como el sistema saprobio alemán, el cual exige llegar hasta el nivel especie.

**Tabla 5.** Clases de calidad de agua, valores BMWP' y colores para representaciones cartográficas (Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor, 1996)

Clase	Calidad	BMWP'	Significado	Color
I	Buena	> 150 101-120	Aguas muy limpias Aguas no contaminadas o poco alteradas	Azul
II	Aceptable	61-100	Se evidencian efectos de la contaminación	Verde
III	Dudosa	36-60	Agúas moderadamente contaminadas	Amarillo
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas situación crítica	Rojo

Debido a que el nivel de conocimiento en Colombia de la flora y fauna acuática de agua dulce aun es escaso e incompleto, se propone utilizar un método intermedio (familia) basado en el grupo de organismos mejor conocido, como es el de los macroinvertebrados acuáticos y restringido sólo a los ríos y quebradas de montaña, donde se tiene un mejor conocimiento actualmente.

Los macroinvertebrados acuáticos mejor conocidos en Colombia son los insectos y algo de anélidos y moluscos (Roldán, 1988, 1992). Aunque ya se tienen algunas experiencias con los bioindicadores en el trópico americano (Pérez & Roldán, 1978; Roldán, 1980; Machado & Roldán, 1981; Roldán, 1985; Zúñiga de Cardozo, 1985; Ramírez & Roldán, 1989; Zúñiga de Cardozo *et al.*, 1995; Kuhlman, 1997; Monroy, 1997; Viña y Ramírez, 1997; Roldán, 1997; Pinilla, 1998; Ospina, 1998; Caicedo & Palacio, 1998; Jacobsen, 1998), la mayoría se han basado en los métodos europeos y norteamericanos, sin que aun exista una propuesta basada en las condiciones propias de nuestros ecosistemas tropicales y las comunidades a ellos asociadas.

### *Valores BMWP para familias de macroinvertebrados: una experiencia en el neotrópico*

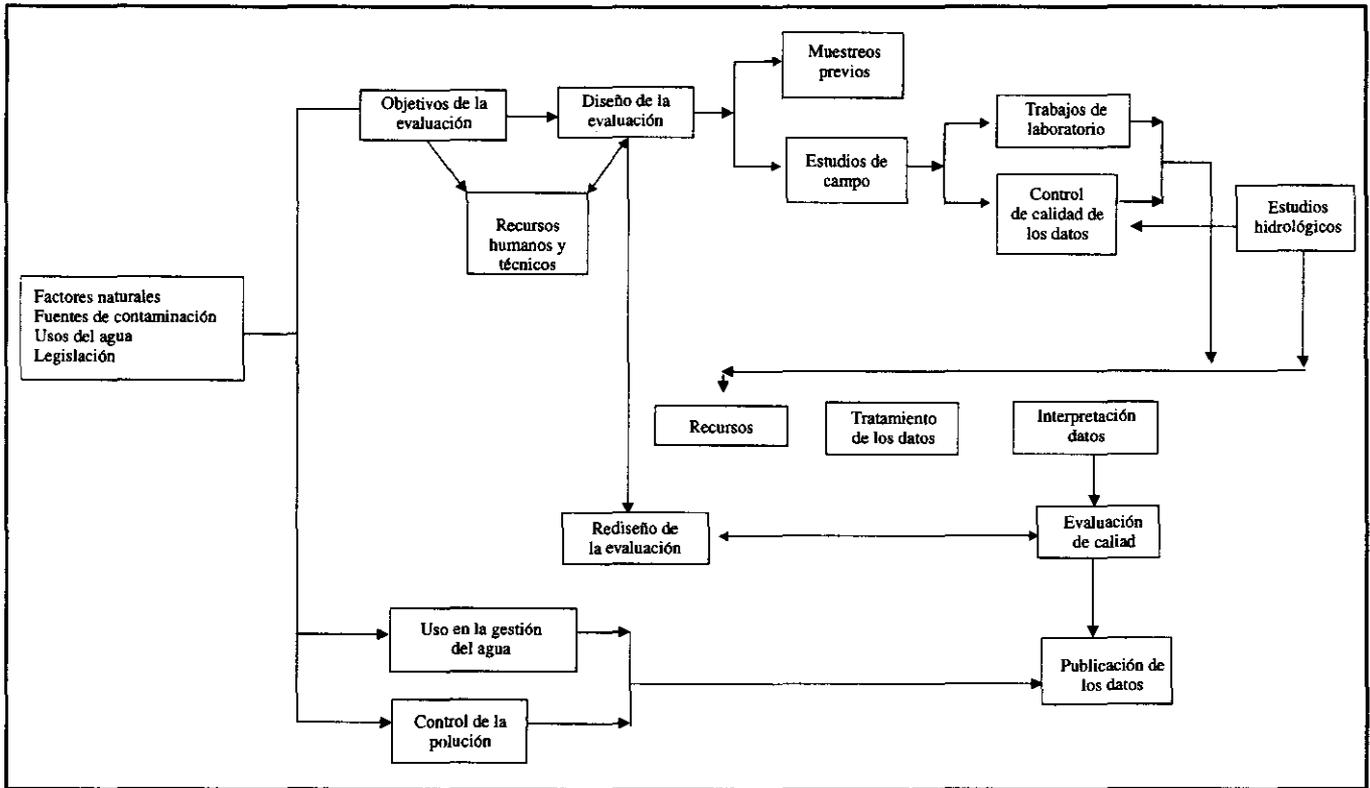
Zúñiga de Cardozo *et al.* (1997) realizan un estudio sobre bioindicadores de calidad del agua en la cuenca del río Cauca (Valle, Colombia). En este estudio se propone una puntuación para las familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice BMWP modificado y adaptado para la fauna local. La puntuación asignada a cada familia se basa en los estudios realizados por Armitage *et al.* (1983), Alba-Tercedor (1996) y Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor (1996). Tiene la ventaja de que está hecha con base a familias encontradas en Colombia (Valle del Cauca) y es un punto de partida para su aplicación en otras regiones de Colombia.

Basados en los estudios realizados para Antioquia a partir de la década de los 80's Roldán (1988), se propone un índice BMWPA basado en la calificación de las familias aquí encontradas. La tabla 6 presenta un listado de estas familias y la puntuación dada a cada una de ellas. Actualmente se está planeando adaptar el sistema

Tabla 6. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice BMWPA para Antioquia (Colombia)

FAMILIAS	PUNTUACION
Perlidae, Leptophlebiidae, Euthyplocidae, Oligoneuridae, Helicopsychidae, Calamoceratidae, Odontoceridae, Ptilodactylidae, Gomphidae, Polythoridae, Lampiridae, Psephenidae, Blepharoceridae	10
Baetidae, Leptoceridae, Hyalellidae, Polycentropodidae Hydroptilidae, Xiphocentronidae, Simuliidae Hydrobiosidae, Pleidae, Philopotamidae, Corydalidae, Saldidae, Lestidae, Pseudothelpusidae	8
Calopterygidae, Glossosomatidae, Corixidae, Scirtidae Leptohipidae	7
Coenagrionidae, Ancyliidae, Lutrochidae, Noteridae, Aeshnidae, Libellulidae, Elmidae, Staphylinidae, Dryopidae	6
Hydropsychidae, Dugesiiidae, Gelastocoridae, Notonectidae	5
Curculionidae, Chrysomelidae, Tabanidae, Tipulidae, Ceratopogonidae, Psychodidae, Pyralidae, Belostomatidae, Mesovelidae, Dolycopodidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Naucoridae, Scarabidae	4
Glossiphoniidae, Physidae, Lymneidae, Nepidae, Planorbidae, Hydrometridae, Gyrinidae, Hydrophilidae	3
Chironomidae, Culicidae, Muscidae	2
Oligochaeta	1

Figura 1. Programa de evaluación de la calidad del agua



BMWPA para ser usado a nivel de género, con el fin de buscar una mayor sensibilidad en los organismos indicadores.

**Programa de evaluación de calidad de agua**

La figura 1 presenta un diagrama de flujo a través del cual se muestran las diferentes rutas a seguir en un programa de evaluación de calidad del agua, desde la obtención de los datos en el campo y el laboratorio hasta la publicación de los datos.

**Literatura citada**

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

Armitage, P.D., D. Moss., J.F. Wright., & M.T. Furse, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters sites. *Water Res.* 17: 33- 347.

Armitage, P. D. & G. E. Petts, 1992. Biotic score and prediction to assess the effects of water abstractions on river macroinvertebrates for conservation purposes. *Aquatic*

Consv. Marine and Freshw. Ecosyst. 2: 1-17.

Barbour, M.T., J. Gerritsen., B. D., Snyder & J. B. Stribling, 1995. Revision to Rapid Bioassessment Protocols for Use in Stream and Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. EPA 841-D-97-002.

Beck, W.M, 1955. Suggested method for reporting biotic data. *Sewage ind. Wastes* 27: 1193-1197

Brillouin, L, 1951. Maxwells demon cannot operate: Information and entropy. I and II. *J. appl. Phys.* 22: 334-343.

Caicedo, O. & J. Palacio, 1998. Los macroinvertebrados bentónicos y la contaminación orgánica en la quebrada La Mosca (Guarne, Antioquia, Colombia). *Actual. Biol.* 20(69): 58-70.

De Pauw, N & H. A. Hawkes, 1993. Biological monitoring of river water quality. Eds. W. J. Walley and S. Judd.. Anston University, U. K. 249 pp.

Ghetti, P.F & G. Bonazzi, 1981. I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua. *Consiglio Nazionale delle Riserche Aq/ 1/127.*

Jacobsen, D, 1998. The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of ecuatorial highland streams. *Archiv. Hydrobiol.* 143(2): 179-195.

Karr, J. R., 1991. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications.* 1 (1): 66-84.

- Kolkwitz, R. & W.A. Marsson**, 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasser ein., 1: 33-72.
- \_\_\_\_\_, 1908. Ecology of plant saprobia. Ver. dt. Ges. 26: 505-519.
- \_\_\_\_\_, 1909. Ökologie der tierischen Saproben. Beiträge zur Lehre von der biologische Gewässerbeurteilung. Internationale Reueu der gesamten Hydrobiologie 2: 126-152.
- Kothé, P.**, 1962. Dtsch. Gewässerkunde. Mitt. 6. 60.
- Kuhlman, M.L.** 1997. Indicação ambiental da qualidade das águas do estado de Sao Paulo (BR). Indices integrados com macroinvertebrados bentônicos e ensaios ecotoxicológicos. Experiência da CETESB. En: Bioindicadores Ambientales de la Calidad del Agua. Universidad del Valle, Cali.
- Liebmann, H.**, 1962. Handbuch der Frischwasser- und Abwasser-biologie. Vol. 1. 2<sup>nd</sup> ed. R. Oldenburg, München, 588 pp.
- Lorenz, C.M., G.M. van Dijk., A.G.M. van hattum & W.P. Coffino.** 1997. Concepts in river ecology: implications for indicator development. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 13: 501-516.
- Machado, T. & G. Roldán.** 1981. Estudio de las características fisicoquímicas y biológicas del río Anorí y sus principales afluentes. Actual. Biol. 10 (35): 3-19.
- Margalef, R.** 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. P.Inst. Biol. Appl. 9: 15-27
- \_\_\_\_\_, 1956. Información y diversidad específica en las comunidades de organismos. Investigación pesq. 3: 99-106.
- \_\_\_\_\_, 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syste.* 3: 36-71.
- Metcalf, J. L.**, 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environm. Pollut.* , 60: 101-139.
- Monroy, E.T.** 1997. Evaluación limnológica del impacto de actividades mineras auríferas en ríos del norte de la Paz, Bolivia. En: Bioindicadores Ambientales de la Calidad del Agua. Universidad del Valle, Cali.
- Munné, A., Solà, C. & N.Prat.** 1998. QBR: un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. Tecnología del Agua. 175: 20-37.
- Ospina, R & D. Muñoz.** 1998. Guía para la identificación de los Ephemeroptera de la Sabana de Bogotá. Actual. Biol. 20(69): (en prensa).
- Pantle, R. & Buck, H.** 1955. Die biologische Überwachung der Gäwasser und die Darstellung der Ergebnisse. Gas-u. WassFach. 96. 604.
- Patrick, R.** 1949. A proposed biological measure of stream conditions, based on a survey of the Conestoga basin, Lancaster County, Pennsylvania. Proc. Acad. Nat. Scvi. Philad. 101: 277-341.
- \_\_\_\_\_, 1950. Biological measure of stream conditions. Sewage ind. Wastes. 22: 926-939.
- Pinilla, G. A.**, 1998. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Centro de Investigaciones Científicas, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santafé de Bogotá.
- Prat, N., I. Muñoz., G.Gonzalez., & X. Millet,** 1986. Comparación crítica de dos índices de calidad de aguas: ISQUA y BIL. Tecnología del Agua. 31: 33-49.
- Prat, N. & J.V. Ward,** 1994. The tamed river. In: Margalef; R. Limnology now: A Paradigm of Planetary Problems. Elsevier Science B.V.
- Prat, N.** 1998. Bioindicadores de calidad de aguas. En: Manuscritos Curso Bioindicadores de calidad de Agua. Universidad de Antioquia, Medellín.
- Ramírez, J. J. & G. Roldán,** 1989. Contribución al conocimiento limnológico y de los macroinvertebrados acuáticos de los ríos de la región del Urabá antioqueño. Actual. Biol. 18 (66): 113-121.
- Pérez, G. & G. Roldán,** 1978. Niveles de contaminación por detergentes y su influencia en las comunidades bentónicas del río Rionegro (Antioquia). Actual. Biol. 7 (24): 27-36.
- Resh, V.H., H.N. Richard., & M.T. Barbour,** 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. Australian Journal of Ecology. 20: 108-121.
- Roldán, G.** 1980. Estudios limnológicos de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes con especial referencia a su fauna de efemerópteros. Actual. Biol. 9 (34): 103-117.
- \_\_\_\_\_, 1985. Contribución al conocimiento de las ninfas de efemerópteros (Clase: Insecta. Orden: Ephemeroptera) en el Departamento de Antioquia, Colombia. Actual. Biol. 14 (51): 3-13.
- \_\_\_\_\_, 1988. Guía para el estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN-Colombia. Colciencias- Universidad de Antioquia. Ed. Presencia Ltda, Santafé de Bogotá.
- \_\_\_\_\_, 1992. Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín.
- \_\_\_\_\_, 1997. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua. En: Bioindicadores Ambientales de la Calidad del Agua. Universidad del Valle, Cali.
- Shannon, C.E. & W. Weaver,** 1949. The mathematical theory of communication. pp. 19-27, 82-103, 104-107. The University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Sheldon, A.L.** 1969. Equitability indices: dependence on the species count. Ecology 50: 466-467.
- Simpson, E.H.** 1949. Measurment of diversity. Nature 163 (4148), 688.
- Towsend, C.R. & M.R. Scarsbrook,** 1997. Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. Am. Benthol. Soc. 16(3): 531-544.
- Viña, G. & A. Ramírez,** 1997. Criterios de calidad del agua y su relación con el bentos en el área de influencia del oleoducto Cusiana-Coveñas. En: Bioindicadores Ambientales de la Calidad del Agua. Universidad del valle, Cali.
- Washington, H.G.** 1984. Diversity, Biotic and similarity indices. Water res. 18(6): 653-694.
- Wilhm, J. L.** 1967. Comparison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. J. Wat. Pollut. Control. Fed. 39: 1673-1683.

- Wilhm, J. L.**, 1968. Use of biomass units in Shannon's formula. *Ecology*. 49: 153-156.
- \_\_\_\_\_, 1970. Range of diversity index in benthic macroinvertebrate populations. *J. Wat. Pollut. Control. Fed.* 42: 221-224.
- Wilhm, J.L & T.C. Dorris**, 1966. Species diversity of benthic macroinvertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents. *Am. Midl. Nat.* 76: 427-
- \_\_\_\_\_, 1968. Biological parameters for water quality criteria. *Bioscience* 18: 447-481.
- Woodwiss, F. S.**, 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*. 14: 443-447.
- Wright, J.F. P.D. Armitage., M.T. Fuse, & D.Moss**, 1989. Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers: Research and Manag.* 4: 147-155.
- Wright, F. F.**, 1995. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Jour. of Ecol.* 20: 181-197.
- Zamora-Muñoz, C & J. Alba-Tercedor**, 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15(3): 332-352.
- Zúñiga de Cardoso, M.C.**, 1985. Estudio de la ecología del río Cali con énfasis en su fauna bentónica como indicador biológico de calidad. *Rev. AINSA* 8: 63-85.
- Zúñiga de Cardoso, M.C., A. M. Rojas & S. Mosquera**, 1995. Biological aspects of Ephemeroptera in rivers of southwestern Colombia (South America). *Proceeding VIIth International Conference on Ephemeroptera, Switzerland.*
- Zúñiga de Cardoso, M.C., A. M. Rojas & G. Caicedo**, 1997. Indicadores ambientales de calidad de agua en la cuenca del río Cauca. En: *Bioindicadores Ambientales de la Calidad del Agua*. Universidad del Valle, Cali.