

## LOS MACROINVERTEBRADOS BÉNTICOS Y LA CONTAMINACIÓN ORGÁNICA EN LA QUEBRADA LA MOSCA (GUARNE, ANTIOQUIA, COLOMBIA)

### THE BENTHIC MACROINVERTEBRATES AND THE ORGANIC POLLUTION IN LA MOSCA STREAM (GUARNE, ANTIOQUIA, COLOMBIA)

Orlando Caicedo<sup>1</sup> y Jaime Palacio<sup>2</sup>

#### Resumen

Con el objeto de establecer el efecto de la contaminación orgánica sobre la fauna béntica de la quebrada La Mosca, en el oriente del departamento de Antioquia, se analizaron algunas variables fisicoquímicas y se muestrearon los macroinvertebrados en tres estaciones entre octubre de 1987 y septiembre de 1988. Los resultados de la demanda bioquímica de oxígeno y de la turbiedad, los sólidos totales, los sólidos disueltos, los sólidos suspendidos, los sólidos sedimentables, el dióxido de carbono, los sulfatos, fosfatos y detergentes, el mayor número de taxa y el buen desarrollo de las poblaciones de un género típico de ambientes limpios como *Mortoniella* sp. indican mejores condiciones ambientales en la estación uno. Sin embargo, los valores del índice de diversidad de Shannon, de dominancia de Simpson, de riqueza de Margalef y de uniformidad de Pielou no presentaron un comportamiento claro relacionado con el grado de saporiedad del agua en las tres estaciones de muestreo.

**Palabras claves:** arroyo tropical, contaminación orgánica, variables fisicoquímicas, macroinvertebrados bénticos, diversidad.

#### Abstract

In order to establish the effect of organic pollution on the benthic fauna of the Mosca stream, located east of the Antioquia Department, some physicochemical variables were analyzed. Macroinvertebrates were sampled in three sites between October 1987 and September 1988. The results of biochemical oxygen demand, turbidity, total solids, dissolved solids, suspended solids, sedimentable solids, carbon dioxide, sulfates, phosphates and detergents, the greater number taxa and the population of *Mortoniella* sp show that environmental conditions are better in site number one with no effects of contamination. However, values of indexes, such as Shannon's diversity, Simpson's dominance, Margalef's richness and Pielou's uniformity, did not show a clear relationship with the saprobity in the sampled sites.

**Key words:** tropical stream, organic pollution, physicochemical variables, bentic macroinvertebrates, diversity.

## INTRODUCCIÓN

Los aspectos biológicos han adquirido una creciente importancia en el estudio de los ecosistemas acuáticos, debido a que las variables fisicoquímicas sólo dan una idea puntual sobre la calidad del agua y no informan sobre las variaciones en el tiempo (Alba-Tercedor, 1996). Las características de las comunidades acuáticas actúan como testigos del nivel de deterioro ambiental de las corrientes superficiales. Específicamente, los macroinvertebrados fueron propuestos desde hace varias décadas como indicadores de la calidad del agua (Hynes, 1962; Mylinsky y Ginsburg, 1977; Hawkes, 1979).

Los índices de diversidad basados en la teoría de la información son los más utilizados para describir los cambios ocasionados en las bentocenosis acuáticas como consecuencia de la contaminación orgánica (Gaufin y Tarzwell, 1956). A niveles bajos de contaminación es posible un incremento en el índice de diversidad de Shannon (1949), debido a la reducción en las poblaciones de las especies dominantes o al incremento de las especies menos frecuentes (Perkins, 1983). La mayoría de los índices de diversidad son inadecuados como indicadores del grado de contaminación, debido al desconocimiento de su significado biológico (Washington, 1984).

El comportamiento de los macroinvertebrados frente

Recibido: septiembre de 1998; aprobado para publicación: febrero de 1999

<sup>1</sup> Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

<sup>2</sup> Centro de Investigaciones Ambientales, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

al grado de saprobiedad de las aguas naturales fue utilizado en Europa para formular un índice biótico (Kolwitz, 1950; Liebman, 1951). Para la utilización de los índices bióticos, es indispensable el conocimiento del comportamiento ecofisiológico de los macroinvertebrados a nivel de especie, debido a que el grado de tolerancia frente a la contaminación varía dentro de un mismo género.

Las posibilidades de aplicación de los índices bióticos están limitadas al caso de la contaminación orgánica y a regiones donde se dispone de listas de tolerancia (Heister, 1972; Washington, 1984). Al comparar los resultados entre un índice fisicoquímico y un índice biótico, Prat *et al.* (1986) encontraron que los índices bióticos son más adecuados para evaluar las características ambientales en las aguas.

Numerosos trabajos han aplicado diferentes índices para evaluar la calidad del agua en los ecosistemas limnéticos lénticos y lóticos (McIntosh, 1966; Dickman, 1968; Wilhm, 1967a, 1967b, 1968 y 1970; Slobodkin y Sanders, 1969; Monk *et al.* 1969; Hulbert, 1971; Cairns y Dickson, 1971; Hill, 1972; Peet, 1975; Stoneburner *et al.*, 1976; Brock, 1977; Hughes, 1978; Godfrey, 1978; Kempton, 1979; Alberico, 1982; Alba -Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988; Pontasch y Brusven, 1988; Zamora- Muñoz *et al.*, 1995; Kulhmann, 1996).

La gran mayoría de los estudios de los efectos adversos de la contaminación sobre las comunidades acuáticas incluyen especies que no habitan las aguas tropicales. De las zonas templadas se conocen numerosas referencias (Gaufin, 1958 y 1973; Wilhm y Dorris, 1966 y 1968; Anderson y Mason, 1968; Nielsen y Weldonlarimore, 1973; Resh, 1983; Chantaramongkol, 1983; Ernst y Stewart, 1986; Voulgaropoulos *et al.*, 1987; Wetzel y Likens, 1991; Wright, 1995; Prat y Rieradevall, 1996; Arocena, 1996).

En el neotrópico se dispone de una recopilación de los invertebrados limnéticos de Suramérica (Dacosta, 1956; Hulbert *et al.*, 1981), de una guía de los oligoquetos acuáticos de Suramérica y Centroamérica (Brinkhurst y Marchase, 1991) y de una lista preliminar de los moluscos dulceacuícolas de Costa Rica (Taylor, 1993). Sin embargo, la información ecológica y, específicamente, el conocimiento sobre el comportamiento de los

macroinvertebrados frente al deterioro del ambiente, son aún limitados.

En Colombia se han publicado algunas investigaciones sobre los ríos Cauca y Cali (Cubillos y Gallego, 1970; Zúñiga, 1986), el río Bogotá (Caicedo y García, 1971; Gaviria y Rodríguez, 1983), la isla Gorgona (Zapata *et al.*, 1991) y el Valle del Cauca (Arias y Zúñiga, 1994). En Antioquia hay numerosas investigaciones limnológicas (Roldán *et al.*, 1973; Gil, 1975; Agudelo, 1980; Machado y Roldán, 1981; Hernández y Moreno, 1982; Mathias y Moreno, 1983; Alzate, 1985; Herrera, 1989; Restrepo, 1989; Palacio y Parra, 1990; Castrillón, 1995; Posada, 1997; Gómez, 1997).

En los últimos años se avanzó considerablemente en el conocimiento taxonómico de los macroinvertebrados limnéticos del departamento de Antioquia y de Colombia (Correa *et al.*, 1981; Álvarez y Roldán, 1983; Arango y Roldán, 1983; Bedoya y Roldán, 1984; Roldán, 1980 y 1985; Acevedo, 1992). Estos trabajos son un valioso aporte al conocimiento taxonómico de algunos grupos en Colombia y constituyen la base para la realización de estudios ecológicos aplicados.

Con el presente estudio se buscó aportar elementos para esclarecer los efectos de la contaminación orgánica sobre el bentos en un ecosistema lótico. Con base en el principio general de que la contaminación conduce a cambios en la estructura de la biota, se buscó establecer diferencias en la calidad del agua a partir de las variables fisicoquímicas y de las características de los macroinvertebrados.

### Área de estudio

La quebrada La Mosca está localizada al oriente del departamento de Antioquia, Colombia, a 18 km de la ciudad de Medellín y a una altura de 2.080 msnm. Según Holdridge (1996), la zona corresponde a un bosque húmedo montano bajo (bh-MB). Nace en el Alto de la Virgen, su cauce tiene una longitud cercana a los 24 km y tributa en el río Rionegro. En el sector de estudio esta corriente recibe las aguas de las quebradas Batea Seca, El Nogal, La Mejía, El Songo, El Salado, Basto Norte, Basto Sur y Brisuela (fig. 1). El caudal mínimo anual estimado por las Empresas Públicas de Medellín es 1.36 m<sup>3</sup>/seg, y el promedio máximo anual es 48.3 m<sup>3</sup>/seg.

En la quebrada se han deteriorado progresivamente las condiciones ambientales, debido a la explotación de oro de hace más de dos siglos y a la alteración del lecho como consecuencia de la extracción de materiales para la construcción (Hermelin, 1989). Recientemente, la corriente se ha convertido en receptor de aguas residuales de origen industrial y doméstico.

## METODOLOGÍA

Luego de dos visitas preliminares a la zona, se seleccionaron tres estaciones (fig. 1). La estación uno está localizada cerca al nacimiento de la quebrada y el lecho presenta un sustrato arenoso-pedregoso. Dos kilómetros aguas abajo, en la confluencia de La Mosca y El Salado, se ubicó la estación dos. En este sitio, el sustrato está constituido por arena y piedras. Aguas abajo, a la salida del municipio de Guarne, se localizó la estación tres. El sustrato en este sitio es fango-arenoso y pedregoso.

En cada estación se midieron, durante un año y con una frecuencia mensual, las variables fisicoquímicas

enunciadas en la tabla 1, siguiendo las recomendaciones de APHA, AWWA, WPF (1980). Para el muestreo de los macroinvertebrados se colocó una red Surber (900 cm<sup>2</sup>) en el centro del lecho, removiendo el sustrato durante cinco minutos. Este procedimiento se repitió dos veces en todas las estaciones y en cada muestreo y el material recolectado fue analizado en su totalidad. Los ejemplares retenidos en la red se fijaron en una mezcla de alcohol y glicerina y se identificaron con la ayuda de las claves taxonómicas especializadas (Usinger, 1956; Burks, 1975; Johannsen, 1977; Roldán, 1988).

A los resultados de las variables fisicoquímicas se les aplicó un análisis descriptivo a través de la estimación del promedio mensual ( $n:12$ ), el rango y el coeficiente de variación.

Con los resultados biológicos de abundancia se calcularon los índices de diversidad de Shannon (1949), de dominancia de Simpson (1949), de riqueza de Margalef (1958) y de uniformidad de Pielou (1966).

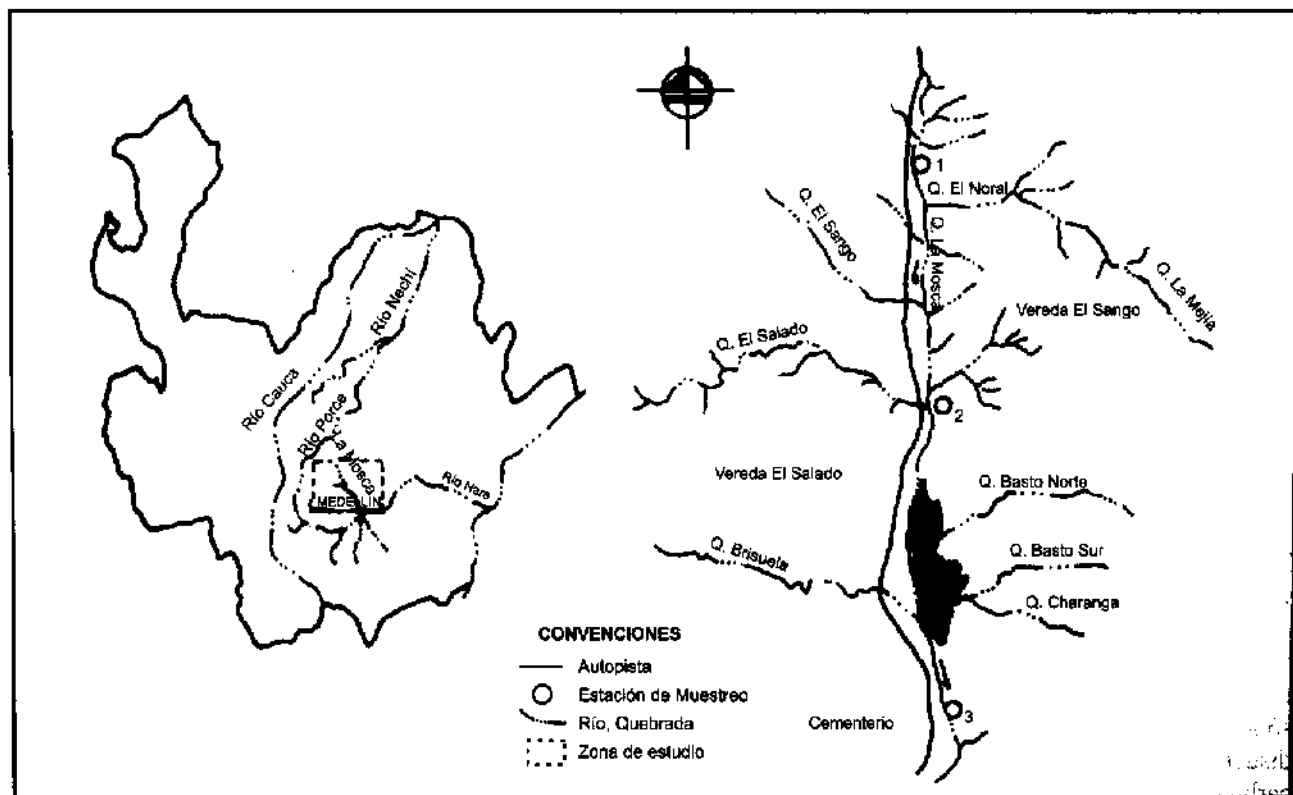


Figura 1. Zona de estudio y estaciones de muestreo en la quebrada La Mosca

Tabla 1. Variables fisicoquímicas y métodos de análisis

Variable	Unidad	Método
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/l DBO <sub>5</sub>	Winkler (Iodimétrico)
Demanda química de oxígeno	mg/l DQO	Dicromato de potasio (reflujo)
Oxígeno disuelto	mg/l O <sub>2</sub>	Winkler (Iodimétrico)
<b>Sólidos totales</b>	mg/l S.T.	Residuo seco a 103 °C
Sólidos suspendidos	mg/l S.S.	Residuo seco a 103 °C en crysolgooch
Sólidos disueltos	mg/l S.D.	Residuo seco a 103 °C
Sólidos sedimentables	mg/l.h	Cono Imhoff
Alcalinidad	Unidades de pH	Peachímetro
Conductividad	µmhos/cm	Conductímetro
Dióxido de carbono	mg/l CO <sub>2</sub>	Fenoltaleína titulando con NaOH
Dureza total	mg/l CaCO <sub>3</sub>	Titrimétrico EDTA
Alcalinidad	mg/l CaCO <sub>3</sub>	Titulación con ácido sulfúrico
Nitritos	mg/l N-NO <sub>2</sub>	Colorimétrico naftil-etilen-tiamina
Nitratos	mg/l N-NO <sub>3</sub>	Ultravioleta
Nitrógeno total K	mg/l N.T.K.	Kyellidahl
Nitrógeno amoniacal	mg/l NH <sub>4</sub>	Kyellidahl
Sulfatos	mg/l SO <sub>4</sub>	Turbidimétrico
Fosfatos	mg/l PO <sub>4</sub>	Colorimétrico ácido ascórbico
Ortofosfatos	mg/l PO <sub>4</sub>	Colorimétrico ácido ascórbico
Detergentes	mg/l S.A.A.M	Sustancias activas al azul de metileno
Turbiedad	Unidades de turbiedad	Turbidimétrico
Color	Unidades de color	Colorimétrico platino - cobalto

Para establecer la significancia estadística de las diferencias en el índice de diversidad, en la riqueza, en la uniformidad, en la dominancia y en la abundancia, se aplicó un diseño de bloques con los muestreos como variable de bloqueo. Las asunciones de la ANOVA se chequearon para el factor sitios. La comparación de medias se realizó mediante la prueba de Tukey.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Aspectos fisicoquímicos

De acuerdo con los promedios mensuales de las variables fisicoquímicas, un grupo de éstas experimentó un incremento desde la estación uno a la tres (tabla 2). Entre estas variables se encuentran la temperatura del agua, el color, la turbiedad, los sólidos totales, los sólidos suspendidos, los sólidos disueltos, los sólidos sedimentables, el dióxido de carbono, la conductividad, la dureza total, la alcalinidad, los sulfatos, los fosfatos y los detergentes.

Valores de 136 mg/l en los sólidos disueltos y de 46.9 mg/l en la demanda química de oxígeno en la estación uno están asociados también a la presencia de lluvias durante el día de muestreo. Durante el período de lluvias, se registró un incremento en los sólidos totales, suspendidos y sedimentables en las dos últimas estaciones.

La presencia de fosfatos en concentraciones medias tan altas como 0.11 y 0.15 mg/l en las estaciones dos y tres, y de ortofosfatos en concentraciones de 0.12 mg/l en la tres, indicaron un proceso de enriquecimiento desde la estación uno a la tres. En el caso de la estación uno, este hecho parece estar asociado al lavado de los suelos ricos en fertilizantes y a la erosión.

Los detergentes mostraron un promedio notablemente alto en la estación tres, con 0.45 mg/l de SAAM, muy superior al límite de 0.143 establecido por el Ministerio de Salud de Colombia (1984) para las aguas dulces.

La tendencia creciente de los promedios mensuales de estas variables indica un deterioro en las condiciones ambientales desde la estación uno a la tres, como consecuencia del incremento de la carga orgánica. Entre las principales causas de este hecho se debe mencionar el ingreso de aguas residuales de la industria de carnes, de los galpones de pollos y del municipio de Guarne. Igualmente, es necesario señalar el uso del suelo en cultivos limpios y la explotación de materiales del lecho de la quebrada, así como la presencia de desechos sólidos en la estación tres.

Los promedios mensuales del oxígeno disuelto presentaron una ligera disminución desde la estación uno a la tres. Este hecho indica un mayor aporte alóctono de materia orgánica aguas abajo de la estación uno. Es necesario tener en cuenta niveles de oxígeno disuelto tan bajos como 3.20 mg/l en la estación tres, inferiores al límite de 4.0 mg/l establecido por la E.P.A. (1976) para la vida acuática. Sin embargo, en la estación tres, el oxígeno disuelto permaneció durante nueve muestreos en

niveles superiores a los considerados críticos para la vida acuática. Lo anterior significa que en el tramo estudiado de la quebrada La Mosca, la carga contaminante no superaba la capacidad de asimilación del medio y, en consecuencia, según esta variable en la estación tres las condiciones ambientales eran aceptables.

Las formas de nitrógeno y la demanda bioquímica de oxígeno mostraron valores medios mensuales muy similares en las dos primeras estaciones y un aumento en la tres. La alta concentración de nitratos en un mes en la estación tres pudo deberse al lavado de los suelos como consecuencia de las lluvias durante el día de muestreo. Se ha establecido que en los ríos las concentraciones de nitratos son una función del régimen de lluvias (Slack, 1977).

La demanda bioquímica de oxígeno, con un valor promedio de 13.5 mg/l en la estación tres, se alejó notablemente del rango normal entre 0.75 y 1.50 mg/l (Nemerow, 1974). Los promedios de demanda química de oxígeno decrecieron desde la estación

Tabla 2. Promedios, rangos y coeficiente de variación de Pearson de las variables fisicoquímicas en las estaciones del muestreo.

Variable	Estación	1			2			3		
		$\bar{X}$	Rango	%C.V	$\bar{X}$	Rango	% C.V.	$\bar{X}$	Rango	% C.V.
Temperatura ambiente (°C)		17.6	15.0 - 20.5	9.33	19.5	16.5 - 23.0	11.1	20.4	18.0 - 24.0	9.91
Temperatura del agua (°C)		15.50	14.0 - 17.0	6.64	16.9	15.0 - 18.0	5.62	17.6	16.0 - 20.0	6.53
pH (unidades de pH)		7.01	6.60 - 7.66	2.28	6.96	6.55 - 7.50	2.73	6.98	6.60 - 7.70	4.73
Color (unidades de color)		29.4	3.00 - 100	96.0	37.3	2.00 - 75.0	67.3	49.2	30.0 - 90.0	38.4
Turbidez (unidades de turbiedad)		28.3	4.00 - 140	141	44.7	10.0 - 140	90.1	47.6	20.0 - 110	58.4
Sólidos totales (mg/l de sol. tot)		86.5	4.00 - 162	53.3	125	64.0 - 280	47.5	178	104 - 296	31.4
Sólidos suspendidos (mg/l de sol susp)		21	2.00 - 90.0	132	43.3	4.00 - 246	153	58	6.00 - 188	81.7
Sólidos disueltos (mg/l de sol disueltos)		67.50	2.00 - 136	18.7	71.4	13.0 - 124	48.7	118	44.0 - 180	37.7
Sólidos sedimentables (ml/l de h)		0.05	0.00 - 0.2	160	0.11	0.00 - 0.60	191	0.28	0.10 - 0.60	50
Oxígeno disuelto (mg/l de O <sub>2</sub> )		6.91	5.90 - 7.50	7.1	6.75	5.15 - 7.70	9.63	5.33	3.20 - 6.90	23
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/l de DBO <sub>5</sub> )		1.70	0.30 - 6.60	103	2.64	0.60 - 5.90	64.4	13.5	2.50 - 75.5	150
Demanda química de oxígeno (mg/l de DQO)		15.30	1.67 - 46.9	90.8	11.8	3.20 - 27.3	63.4	45.4	15.7 - 164	91.4
Dióxido de carbono (mg/l de CO <sub>2</sub> )		2.20	0.44 - 6.60	89.5	2.47	0.44 - 6.20	81	2.51	0.66 - 6.30	78.9
Conductividad ( $\mu$ mhos/cm)		51	40.0 - 62.0	13.9	59.8	40.0 - 80.0	21.4	94.3	40.0 - 145	33.1
Dureza total (mg/l de CaCO <sub>3</sub> )		16.5	10.0 - 28.0	35.9	22.5	14.0 - 32.0	25.8	25.9	18.0 - 36.0	26.7
Alcalinidad (mg/l de CaCO <sub>3</sub> )		22.3	16.0 - 30.0	17.4	25.8	16.0 - 36.0	23	29.9	20.0 - 38.0	24.2
Nitrógeno total K (mg/l de nitrógeno total)		1.27	0.28 - 3.92	79.5	1.23	0.26 - 2.52	52.8	2.04	0.56 - 3.92	81.8
Nitrógeno amoniacal (mg/l de NH <sub>4</sub> )		0.51	0.07 - 1.40	78.4	0.52	0.07 - 1.40	75.1	0.75	0.14 - 2.24	81.3
Nitrato (mg/l de N-NO <sub>3</sub> )		0.14	0.01 - 0.40	100	0.14	0.005 - 0.39	114	0.24	0.005 - 1.24	146
Nitrito (mg/l de N-NO <sub>2</sub> )		0.004	0.0015 - 0.01	75	0.004	0.002 - 0.008	50	0.006	0.003 - 0.012	50
Sulfato (mg/l de SO <sub>4</sub> )		3.33	1.00 - 7.00	59.2	4.58	3.00 - 7.00	31.2	9.71	4.00 - 22.0	62.6
Ortofosfato (mg/l de PO <sub>4</sub> )		0.06	0.018 - 0.20	83.3	0.07	0.012 - 0.30	114	0.12	0.01 - 0.61	133
Posfatos (mg/l de PO <sub>4</sub> )		0.090	0.025 - 0.30	100	0.11	0.012 - 0.40	109	0.15	0.02 - 0.61	113
Fitoplancton (mg/l de S.A.A.M)		0.08	0.02 - 0.21	62.5	0.12	0.02 - 0.21	58.3	0.45	0.10 - 0.75	44.4

uno a la dos y aumentaron drásticamente en la tres a 55 mg/l. De esta forma, se superó ampliamente el valor normal de 10 mg/l para aguas naturales (Nemerow, op cit.). Este hecho está relacionado con las descargas intermitentes de las industrias establecidas en la zona.

La temperatura, el oxígeno disuelto y el pH son variables frecuentemente empleadas en las investigaciones sobre la contaminación orgánica (Gaufin y Tarzwell, 1956; Heister, 1972; Voulgaropoulos *et al.*, 1987). En el presente estudio estas variables no fueron buenos indicadores de las diferencias en las condiciones ambientales. En contraste, la demanda bioquímica de oxígeno dio diferencias significativas entre las estaciones (C.V : 105.8%), debido básicamente a su incremento en la estación tres.

Los resultados de las variables fisicoquímicas indican que en la estación uno se presentaron las mejores condiciones para el desarrollo de las comunidades de macroinvertebrados. En contraste, en la estación tres se registraron las condiciones menos propicias para la biota acuática. Sin embargo, un buen número de variables, como el oxígeno disuelto, los sólidos totales, el pH, el dióxido de carbono, el nitrógeno amoniacal, los sulfatos y la turbiedad se encuentran dentro de los rangos considerados adecuados para las bioscenas acuáticas.

A pesar de que los resultados de las variables fisicoquímicas apuntan hacia un deterioro gradual de

las condiciones ambientales de la quebrada aguas abajo, en su mayoría los valores no mostraron niveles críticos.

Es necesario señalar que los valores límites citados son aplicables fundamentalmente a ecosistemas acuáticos en zonas templadas, debido a que en las zonas tropicales los procesos que implican una demanda de oxígeno son mucho más intensos pero de menor duración. Esto demuestra la importancia de elaborar normas con límites máximos permisibles aplicables a las condiciones ecológicas de los ecosistemas tropicales.

### Aspectos biológicos

Los macroinvertebrados bécnicos revelan las condiciones ecológicas en los ecosistemas acuáticos, debido a su reducida movilidad y a sus ciclos de vida prolongados en comparación con otros organismos (Gaufin, 1973; Hellawell, 1978). Según Rosenberg y Resh (1993), citados por Yuka (1996), los macroinvertebrados bécnicos poseen, entre otras ventajas, un número relativamente alto de grupos taxonómicos, lo cual facilita una buena evaluación de las condiciones ambientales del medio.

En la quebrada La Mosca se capturaron 35 taxa diferentes y 4.212 individuos de macroinvertebrados bécnicos. Los artrópodos fueron el phylum más importante ya que constituyeron el 94.19 % del total de la muestra. Entre éstos, los órdenes más representativos fueron los tricópteros (57.95 %) y los dípteros (35.16 %).

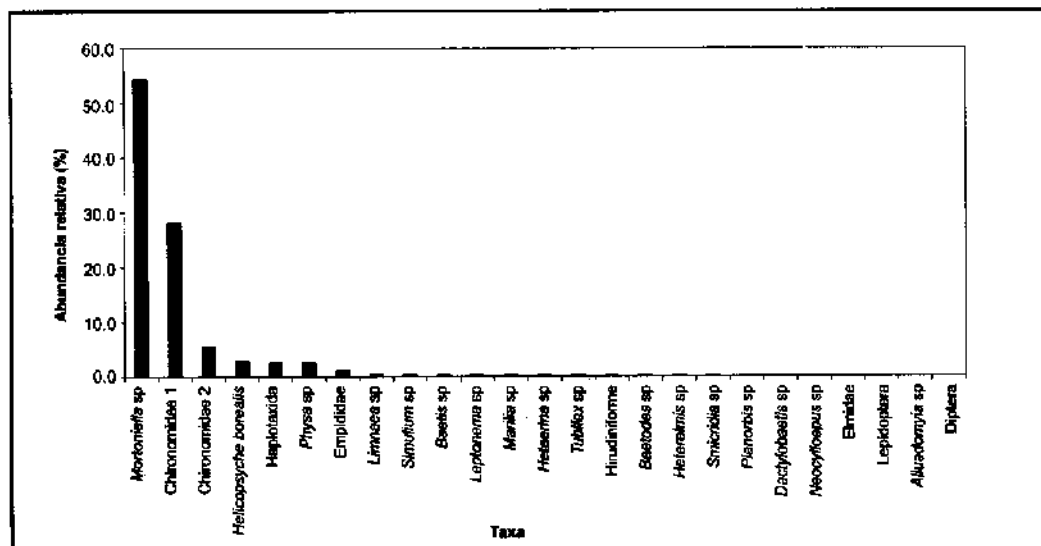


Figura 2. Abundancia relativa de macroinvertebrados en la estación uno.

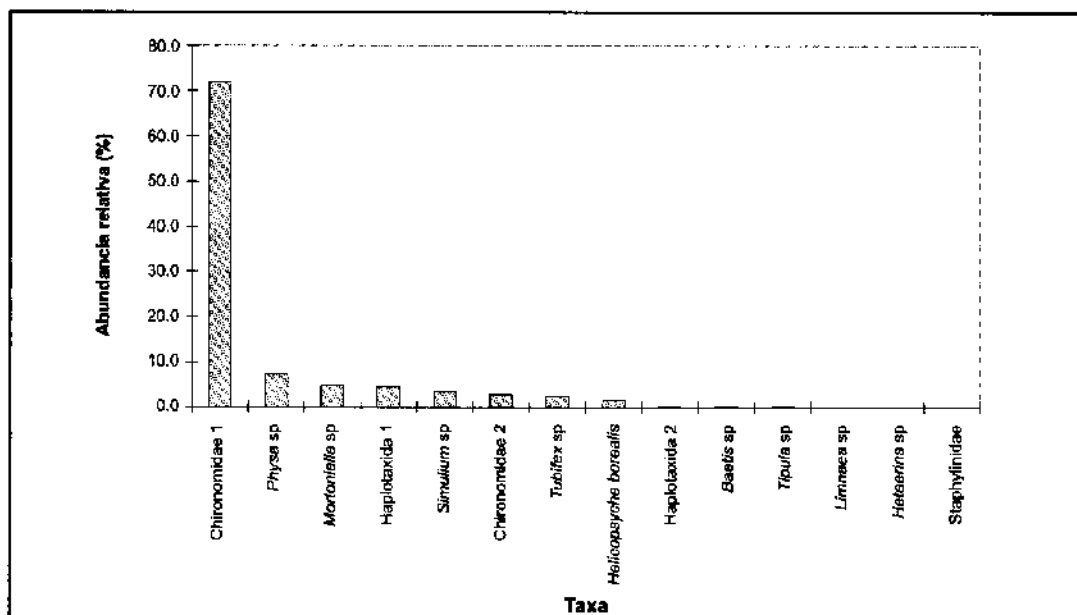


Figura 3. Abundancia relativa de los macroinvertebrados en la estación dos.

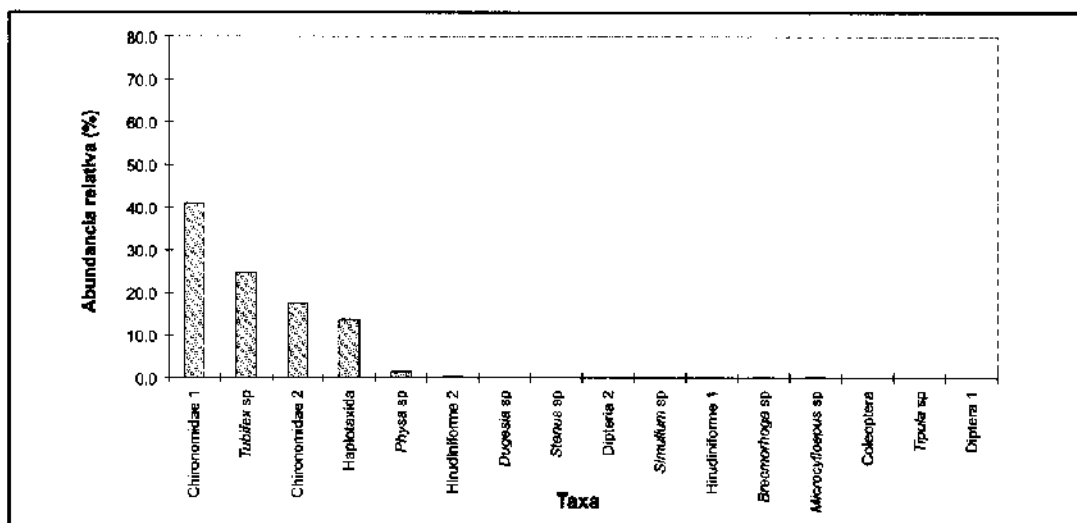


Figura 4. Abundancia relativa de los macroinvertebrados en la estación tres.

De las 35 taxa diferentes capturados, 25 (71.4%) se encontraron en la estación uno con un total de 1.325 individuos (31.5%). Los tricópteros fueron el orden más importante y, entre éstos, *Mortoniella* sp. con 721 individuos (54%), fue el género más abundante en esta estación (fig. 2).

En la estación dos se redujo el número de formas bénticas a 14 y de individuos a 1.117. En esta estación, el orden Diptera mostró las poblaciones más abundantes. De éste, un organismo de la familia Chironomidae, con 72.0% del total de individuos, fue el más numeroso. En esta estación se presentó una drástica reducción de los tricópteros, los cuales

sólo representaron el 6.44% del total de individuos (fig. 3).

En la estación tres se capturaron 16 formas bénticas y 1.770 individuos. Es necesario destacar la abundancia de los dipteros de la familia Chironomidae, con 58.5% del total de individuos en este sitio. Los anélidos, con 39.0%, fueron el segundo grupo en importancia. Entre éstos *Tubifex* sp., con 24.8% (439 individuos), fue el más abundante (fig. 4).

Algunas formas bénticas como *Physa* sp., *Simulium* sp., *Tubifex* sp., un haplotaxida y dos quironómidos

se encontraron en las tres estaciones. Sin embargo, el desarrollo de las poblaciones mostró claras diferencias espaciales. Mientras que *Tubifex* sp. y el haplotaxida mostraron un incremento en la abundancia de la estación uno a la tres, *Physa* sp., un quironómido, y *Simulium* sp. exhibieron un mayor número de individuos en la dos. Exceptuando el díptero *Simulium* sp., los macroinvertebrados encontrados en las tres estaciones se caracterizan por ser típicos de aguas contaminadas, sin descartar su presencia en aguas limpias.

La gran abundancia de quironómidos en la estación tres se fundamenta en su tolerancia a la presencia de materia orgánica, a la alta disponibilidad de alimento y posiblemente a la reducción de los depredadores y de los competidores naturales. La capacidad de *Tubifex* sp. para tolerar hipoxia e incluso anoxia, se debe a que sus pigmentos respiratorios poseen una gran afinidad por el oxígeno. Se ha comprobado, además, que los pigmentos aumentan en aguas hipóxicas (Fox, 1954). La abundancia de quironómidos en la estación tres indica que la zona no presentaba aún condiciones extremas de saprobiedad.

Algunos invertebrados como *Baetodes* sp., *Camelobaetidius* sp., *Heterelmis* sp., *Neocylloepus* sp., *Leptonema* sp. y *Smicridia* sp. se encontraron exclusivamente en la estación uno y su distribución en la zona parece estar controlada por la contaminación orgánica en las dos últimas estaciones.

*Lymnaea* sp., *Baetis* sp. y *Hetaerina* sp. se colectaron en las dos primeras estaciones en un bajo número. Los tricópteros *Helicopsyche borealis* y especialmente *Mortoniella* sp. fueron más abundantes en la estación uno. Estas dos formas larvales toleran una contaminación ligera, aunque alcanzan un mayor desarrollo poblacional en aguas limpias.

Se destaca la presencia exclusiva de siete taxa en la estación tres entre los que figuran *Dugesia* sp., *Brechmorhoga* sp. y *Stenus* sp.

Algunos de los géneros capturados en esta estación son frecuentes en ambientes mesosaprobios.

El mayor número de individuos en las dos primeras estaciones y el más alto número de taxa en la uno se

encontraron en el mes más seco. En contraste, en octubre se redujo el número de taxa en las tres estaciones. De lo anterior se infiere que en los períodos secos se presentó una mayor riqueza de macroinvertebrados en la zona de estudio.

En las tres estaciones se encontraron formas bénticas conocidas por su tolerancia a la contaminación orgánica. Sin embargo, el desarrollo de las poblaciones de éstas difirió considerablemente entre las dos primeras estaciones y la tres.

El mayor número de formas bénticas y el desarrollo de las poblaciones de especies típicas de aguas limpias, como el tricóptero *Mortoniella* sp., indicaron condiciones ecológicas más favorables en la estación uno. La presencia masiva de organismos característicos de aguas contaminadas como *Tubifex* sp. y los quironómidos en la estación tres evidenciaron cambios en la composición de la fauna béntica como consecuencia del deterioro ambiental. Sin embargo, el predominio de los quironómidos sobre los tubificidos revela que la quebrada no había alcanzado condiciones críticas en el trayecto estudiado.

En la zona de estudio los valores de diversidad permanecieron en niveles bajos y el máximo de 1.56 se calculó para la estación uno en diciembre (tabla 3). A pesar de que las variables fisicoquímicas en la estación uno mostraron las mejores condiciones ambientales, los valores de diversidad fueron inferiores a 1 en el 50.0% de los muestreos. De acuerdo con las escalas establecidas por Wilhm y Dorris (1966), estos resultados significarían un alto grado de deterioro ambiental durante gran parte del año en las tres estaciones de muestreo.

En algunos trabajos con invertebrados bénticos se han encontrado también bajos valores en la diversidad del bentos en zonas poco contaminadas (Mason, 1977; Perkins, 1983; Pontasch y Brusven, 1988).

Las bajas diversidades en la estación uno se explican a partir de un gran crecimiento del tricóptero *Mortoniella* sp. que constituyó el 54.4% del total de la muestra en esta estación y se encuentra asociado a ambientes de buena calidad. A pesar de las bajas diversidades, la presencia masiva de *Mortoniella* sp. y los resultados de las variables fisicoquímicas indicaron una buena calidad ambiental en la estación uno.



En la estación dos se observó nuevamente un predominio de valores inferiores a 1 y la diversidad nunca fue superior a 2. En esta estación las bajas diversidades están asociadas al desarrollo de las poblaciones de los quironómidos, con un 72.0% de la muestra. En contraste con *Mortoniella* sp., los quironómidos desarrollan abundantes poblaciones en aguas medianamente contaminadas.

En la estación tres la diversidad permaneció por debajo de 1 durante seis muestreos. Es importante anotar que la presencia masiva de los quironómidos y de los anélidos afecta negativamente la diversidad en esta estación. El índice de diversidad de Shannon en la estación tres fue superior en cinco muestreos a la uno y en nueve a la dos.

Los valores mensuales de riqueza fueron generalmente mayores en la estación uno, pero no se encontró una diferencia marcada entre las dos últimas estaciones y en algunos casos la riqueza fue

superior en la tres (tabla 3). Como se infiere de la tabla 3 no es posible identificar una tendencia definida en los resultados de dominancia y uniformidad, que permita establecer diferencias entre las tres estaciones como resultado de la contaminación orgánica. Estas observaciones se confirman con los resultados del análisis de varianza (tabla 4).

Los valores mensuales de los índices utilizados no permitieron establecer grandes diferencias en la estructura de la comunidad béntica entre las tres estaciones. Estos resultados indicaron que no fueron indicadores eficientes para evaluar las diferencias en la calidad del agua. Los resultados del estudio evidenciaron que para la evaluación del grado de saprobiidad en la quebrada La Mosca, a través del bentos, fue más revelador el nivel de desarrollo de las poblaciones de los organismos indicadores que los resultados de los índices aplicados.

**Tabla 3.** Promedio, valor mínimo, valor máximo y desviación estándar de cada índice matemático para los macroinvertebrados en las estaciones de muestreo.

Índices y estaciones Fecha	Diversidad de Shannon			Riqueza de Margalef			Dominancia de Simpson			Uniformidad de Pielou		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
21 - X - 87	0.95	0	0.64	0.87	0	0.43	0.44	0	0.61	0.86	0	0.59
25 - XI - 87	0	1.28	0.88	0	1.14	0.71	0	0.31	0.5	0	0.92	0.55
9 - XII - 87	1.56	0.96	1.26	1.33	0.76	1.17	0.22	0.43	0.41	0.97	0.87	0.71
27 - I - 88	0.72	1.18	1.48	0.88	1.41	1.14	0.65	0.4	0.25	0.52	0.81	0.92
10 - II - 88	1.11	0.9	0.46	1.48	0.68	0.58	0.44	0.52	0.75	0.57	0.65	0.33
16 - III - 88	1.14	0.57	0.94	2.45	0.54	0.96	0.41	0.71	0.45	0.41	0.41	0.52
20 - IV - 88	1.16	1.31	1.1	1.45	1.48	0.78	0.43	0.35	0.41	0.53	0.63	0.69
25 - V - 88	1.21	1.01	1.34	1.69	1.13	1.32	0.4	0.54	0.31	0.53	0.52	0.65
22 - VI - 88	0.74	1.1	1.42	1.49	1.34	1.22	0.68	0.47	0.28	0.36	0.53	0.73
27 - VII - 88	0.74	0.15	1.15	1.36	0.64	0.92	0.61	0.95	0.39	0.35	0.11	0.72
24 - VIII - 88	0.74	0.23	0.59	0.96	0.36	0.93	0.59	0.88	0.7	0.67	0.33	0.33
14 - IX - 88	1.09	0.54	0.99	1.8	0.85	0.86	0.33	0.74	0.42	1	0.39	0.62
Promedio(X)	0.93	0.77	1.02	1.31	0.86	0.92	0.43	0.53	0.46	0.56	0.5	0.61
Valor mínimo	0	0	0.46	0	0	0.43	0	0	0.25	0	0	0.33
Valor máximo	1.56	1.31	1.48	2.45	1.48	1.32	0.68	0.95	0.75	0.97	0.92	0.92
Desviación estándar (DS)	0.39	0.46	0.33	0.6	0.45	0.27	0.19	0.26	0.16	0.28	0.27	0.17

Tabla 4. Análisis de ANOVA para algunas variables bióticas

Índices	F	P
Abundancia	1.28	0.2988
Diversidad de Shannon	1.47	0.5522
Riqueza de Margalef	4.00	0.0329
Dominancia de Simpson	0.67	0.5202
Uniformidad de Pielou	0.69	0.5117

## REFERENCIAS

- Acevedo BA. 1992. Estudio ecológico de oligoquetos en ecosistemas lóticos. Universidad de Antioquia, trabajo de grado.
- Agudelo A. 1980. Macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua en el río Negro. Parte Alta. Universidad de Antioquia, trabajo de grado.
- 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.
- Alba-Tercedor J, Sánchez-Ortega A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética* 4:51-56.
- Alberico M. 1982. La medición de la diversidad biológica. *Cespedesia*, Suplemento 3 (41 - 42): 21 - 30.
- Álvarez LF, Roldán G. 1983. Estudio del orden Hemiptera (Heteroptera) en el departamento de Antioquia en diferentes pisos altitudinales. *Actual Biol* 12 (44): 31-45.
- Alzate JH. 1985. Estudio de las comunidades bénticas de macroinvertebrados en el río Negro y algunos de sus afluentes y su relación con la calidad del agua en estos ecosistemas. Universidad de Antioquia, Medellín, trabajo de grado.
- Anderson JB, Mason WT Jr. 1968. A comparison of benthic macroinvertebrates collected by dredge and basket sampler. *J Wat Poll Control Fed* 40 (2): 252 - 259.
- Apha. 1980. Standard methods for the examination of wastewater. 15 ed. APHA-AWWA, WPCF. Washington, USA.
- Arango MC, Roldán G. 1983. Odonatos inmaduros del departamento de Antioquia a diferentes pisos altitudinales. *Actual Biol* 12 (46): 91-105.
- Arias A, Zúñiga M del C. 1994. Aspectos bioecológicos de Gasteropoda (Mollusca) en el departamento del Valle del Cauca. Memorias II Seminario Nacional de Limnología. Medellín, Colombia.
- Arocena R. 1996. La comunidad béntica como indicadora de zonas de degradación y recuperación en el arroyo Toledo (Uruguay). *Revista Biol Trop* 44(2): 659 - 671.
- Bedoya I, Roldán G. 1984. Estudio de los dípteros acuáticos (Diptera) en diferentes pisos altitudinales en el departamento de Antioquia. *Revista Asoc Col Cien Biol* 2(2): 113 - 134.
- Brinkhurst RO, Marchase MR. 1991. Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de sud y centro América. Argentina. Colección CLIMAX N.G. 2ª ed. 207 p.
- Brock DA. 1977. Comparison of community similarity indexes. *J Wat Poll Control Fed* (49): 2488 - 2494.
- Burks RL. 1975. The mayflies, or Ephemeroptera, of Illinois. 26, Article 1. *Entomological Reprint Specialists*.
- Caicedo E, García G. 1971. Evaluación del grado de contaminación del río Bogotá. Ponencia XIV Congreso Nacional de Acodal. Universidad de los Andes. Medellín, 36 p.
- Cairns J, Dickson KL. 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of wasted discharges on aquatic bottom-Dwelling organisms. *J Wat Poll Control Fed* 43: 755-772.
- Castrillón SA. 1995. Estudio limnológico de la quebrada El Hato, Bello, Antioquia, Colombia. Universidad de Antioquia, Medellín, trabajo de grado.
- Chantaramongkol P. 1983. Light-trapped caddis flies (Trichoptera) as water quality indicators in

large rivers: Results from the Danube at Veröce, Hungary. *Aquatic Insects* 5(1):33-37.

- Correa M, Machado T, Roldán G. 1981. Taxonomía y ecología del orden Trichoptera en el departamento de Antioquia en diferentes pisos altitudinales. *Actual Biol* 10(36): 35-48.
- Cubillos A, Gallego A. 1970. Contaminación de los ríos Cauca y Cali. *Acodal* 13(44-45): 84 - 108.
- Dacosta A. 1956. Insectos de Brasil. Capítulo XXIX. Décimo tomo. Conselho Nacional de Pesquisas. 371 p.
- Dickman M. 1968. Some indices of diversity. *Ecology* 49(6): 1191-1193.
- Environmental Protection Agency. (E.P.A). 1976. Quality criteria for water. Washington, D.C. 256 p.
- Ernst MR, Stewart KW. 1986. Microdistribution of eight stonely species (Plecoptera) in relation to organic matter in a Ozark Fothill stream. *Aquatic Insects* 8(4): 237-254.
- Fox HM. 1954. Oxigen and haem in invertebrates. *Nature* 174-355.
- Gaufin AR, Tarzwell CM. 1956. Aquatic macroinvertebrate communities as indicators of organic pollution in Lytle Creek. *Sewage and Industrial Wastes* 28(7): 906-924.
- Gaufin AR. 1958. The effects of pollution on a Midwestern Stream. *The Ohio Journal of Science* 58(4) 197-208.
- Gaufin AR. 1973. Use of aquatic invertebrates in the assessment of water quality biological methods for the assessment of water quality. En: *Biological Methods for the assessment of water quality. Spec Tech Publ Am Soc Test Mat* 528, 96-116
- Gaviria S, Rodríguez C. 1983. Estudio de la calidad del agua del río Bogotá, aguas arriba de Tibitó. *Acodal* 110-111: 32-61.
- Gil LH. 1975. Estudio de la contaminación del río Medellín. Estudio sobre desechos líquidos industriales. Universidad Nacional, Medellín. 104 p.
- Gómez MI. 1997. Malacofauna terrestre y dulceacuícola de la reserva ecológica Cerro de San Miguel, Caldas, Antioquia. Universidad de Antioquia, Medellín, trabajo de grado.
- Godfrey J. 1978. Diversity as a measure of benthic macroinvertebrates community response to water pollution. *Hidrobiologia* 57(2): 111-122.
- Hawkes HA. 1979. Invertebrates as indicators of river water quality. En: James A, Evison L (eds). *Biological indicators of water quality*. New York. pp. 2-37.
- Heister RD. 1972. The biotic index as a measure of organic pollution in streams. *The American Biology Teacher*. pp. 79-83.
- Hellawell JM. 1978. Biological surveillance of rivers. Water Research Centre, Stevenage and Memmenham, England.
- Hermelin M. 1989. Estudio geomorfológico de la llanura de inundación de la quebrada La Mosca. Cornare, 3 secciones.
- Hernández CA, Moreno H. 1982. Distribución acuática de ninfas del orden Ephemeroptera en el Oriente antioqueño. Universidad de Antioquia, Medellín, trabajo de grado.
- Herrera G. 1989. Estudio de insectos depredadores de larvas de mosquito en cuatro zonas endémicas de malaria en Colombia. Universidad de Antioquia, Medellín, trabajo de grado.
- Hill MO. 1972. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54(2): 427-432.
- Holdridge LR. 1996. Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. 4ª reimpr. Costa Rica. 216 p.
- Hughes BD. 1978. The influence of factors other than pollution on de value of Sannon diversity index for benthic macroinvertebrates in streams. *Wat Res* 12: 359-364.
- Hurlbert SH. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52(4): 577-586.
- Hurlbert SH, Rodríguez G, Díaz dos Santos N (eds). 1981. Aquatic biota of tropical South America. Part 1 (Anarthropoda). Part 2 (Anarthropoda). San Diego, California.
- Hynes HBN. 1962. The significance of macroinvertebrates in the study of mild river pollution. En: Robert A (ed). *Biological problems in water pollution*. US Publ. Hith. Serv.

- Johannsen OA. 1977. Aquatic Diptera. *Entomological Reprint Specialists*. 210 p.
- Kempton RA. 1979. The structure of species abundance and measurement of diversity. *Biometrics* 35(1): 307-322.
- Kolwitz R. 1950. Ökologie der saprobien. Über die Beziehung der Wasserorganismen zur Umwelt. *Shr. Reich ver. Wasserhyg* 4:64.
- Kuhlmann LM. 1996. Indicaao ambiental de qualidade das aguas do estado do Sao Paulo (BR). Indices integrados como macroinvertebrados bentónicos e enaios ecotoxicológicos. Memorias Seminario Internacional Macroinvertebrados Acuáticos. Cali, Colombia.
- Liebman H. 1951. Handbuch der Frischwasser und, Abwasser biologie. Oldenbourg, Munchen.
- McIntosh RP. 1966. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology* 48 (3): 392-404.
- Machado T, Roldán G. 1981. Estudio de las características fisicoquímicas y biológicas del río Anorí y sus principales afluentes. *Actual Biol* 10 (35): 3-19.
- Margalef R. 1958. Information theory in ecology. *Gen Syst* 3: 36-71.
- Mason CF. 1977. Populations and production of benthic animals in two contrasting shallow lakes in Norfolk. *J Appl Ecol* 14: 363-367.
- Mathias U, Moreno H. 1983. Estudio de algunos parámetros fisicoquímicos y biológicos en el río Medellín y sus principales afluentes. *Actual Biol* 12(46): 106-117.
- Ministerio de Salud. 1984. Disposiciones generales para aguas. Decreto 1594. 138 p. Bogotá.
- Monk CD, Child GI, Nicholson SA. 1969. Species diversity of a stratified Oak-hickory community. *Ecology* 50(3): 468-470.
- Myllinsky E, Ginsburg W. 1977. Macroinvertebrates as indicators of pollution. *J Amer Water Wks Assoc* 69: 538-544.
- Nemerow NL. 1974. Scientific stream pollution analysis. McGraw Hill. New York. 163 p.
- Nielsen HC, Weldonlarimore R. 1973. Establishment of invertebrate communities on log substrates in the Kaskaskia river, Illinois. *Ecology* 54 (2): 366-374.
- Palacio J, Parra CM. 1990. Efectos de la contaminación acuática sobre los macroinvertebrados bentónicos en el río Medellín y pruebas de toxicidad en peces. Centro de Investigaciones Ambientales. Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín.
- Peet RK. 1975. Relative diversity indices. *Ecology* 56: 496-498.
- Perkins JL. 1983. Bioassay evolution of diversity and community comparison indexes. *J Wat Poll Control Fed* 55(5): 522-530.
- Pielou EC. 1966. *Ecological Diversity*. Wiley New York, 165 p.
- Pontasch KW, Brusven MA. 1988. Diversity and community comparison indices: assesing macroinvertebrate recovery following a gasoline spill. *Wat Res* 5(22): 619-626.
- Posada EM. 1997. Caracterización de la calidad del agua de la Cuenca del Parque Piedras Blancas, Santa Elena, Antioquia. Universidad de Antioquia, Medellín, trabajo de grado.
- Prat N, González G, Millet X. 1986. Comparación crítica de dos índices de calidad del agua: ISQA y Bill. Memorias Seminario Internacional Macroinvertebrados Acuáticos. Cali, Colombia.
- Prat N, Rieradevall M. 1996. Criterios de evaluación de la calidad del agua en lagos y embalses basados en los macroinvertebrados bentónicos. Memorias Seminario Internacional Macroinvertebrados Acuáticos. Cali, Colombia.
- Resh VH. 1983. Spatial differences in the distribution of benthic macroinvertebrates along a spring brook. *Aquatic Insects* 5(4): 193-200.
- Restrepo JL. 1989. Estudio de la fauna bética del río Cauca en el departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, Medellín, trabajo de grado.
- Roldán G. 1980. Estudios limnológicos de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes con especial

- referencia a su fauna de efemerópteros. *Actual Biol* 9(34): 103-117.
- Roldán G. 1985. Contribución al conocimiento de las ninfas de efemerópteros (Clase: Insecta, Orden: Ephemeroptera) en el departamento de Antioquia. *Actual Biol* 14(51): 3-13.
- Roldán G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia. FEN Colciencias, Edit. Presencia, Bogotá.
- Roldán G, Builes J, Trujillo CA, Suárez A. 1973. Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. *Actual Biol* 2(5): 54-59.
- Rosenberg DM, Resh VH. 1993. Introduction to freshwater monitoring and benthic macroinvertebrates. En: Yuka Shimizu (ed). 1996. *Métodos de amostragem de macroinvertebrados bentónicos em especial para monitoramento biológico*. Memorias Seminario Internacional Macroinvertebrados Acuáticos. Cali, Colombia.
- Shannon CE. 1949. *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press.
- Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163 (4148): 688.
- Slack JG. 1977. River water quality in Essex during and after the 1976 drought. *Effl Wat Treatment J* 17: 575-578.
- Slobodkin LB, Sanders HL. 1969. On the contribution of environmental predictability to species diversity. *Diversity and stability in ecological systems*.
- Stoneburner DL, Smock LA, Eichhorn HC. 1976. A comparison of two diversity indexes used in water-water impact assessments. *J Water Poll Control Fed* 48(4): 736-741.
- Taylor DW. 1993. Moluscos dulceacuícolas de Costa Rica: Introducción y lista preliminar. *Revista Biol Trop* 41 (3): 653 - 355.
- Usinger RL (ed.). 1956. *Aquatic insects of California*. University of California Press. 508 p.
- Voulgaropoulos A, Fytianos K, Apostolopoulou A, Gounaridou X. 1987. Correlation of some organic pollution factors in water systems in Northern Greece. *Wat Res* 21(3): 253-256.
- Washington HG. 1984. Diversity biotic and similar indices. *Wat Res* 18(6): 653-694.
- Wetzel RG, Likens GE. 1991. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIACA). Almería. Vol II: 203-213.
- Wilhm JL, Dorris TL. 1966. Species diversity of benthic macroinvertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents. *The American Midland Naturalist* 76 (2): 427 - 445.
- Wilhm JL. 1967a. Comparison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. *J Wat Poll Control Fed* 39: 1673-1683.
- Wilhm JL. 1967b. Use of biomass units in Shannon's formula. *Ecology* 49(1): 153-156.
- Wilhm JL. Biological parameters for water quality criteria. *Bioscience* 18 (3): 477-480.
- Wilhm JL. 1970. Range of diversity index in benthic macroinvertebrates populations. *J Water Poll Control Fed* 42(5): R221-224.
- Wright JF. 1995. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. Memorias Seminario Internacional Macroinvertebrados Acuáticos. Cali, Colombia.
- Yuka Shimizu G. 1996. Métodos de amostragem de macroinvertebrados bentónicos em especial para monitoramento biológico. Memorias Seminario Internacional de Macroinvertebrados Acuáticos. Cali, Colombia.
- Zamora-Muñoz C, Sáinz Cantero CE, Sánchez-Ortega A, Alba-Tercedor J. 1995. Are biological indices BMWP and ASPT and their significance regarding water quality seasonally depend. Factors explaining their variations. *Wat Res* 29: 285-290.
- Zapata LA, Beltrán BS, Collazos A, Von Prahl H. 1991. Estudio de la macrofauna asociada a la quebrada la Camaronera, Isla Gorgona, Pacífico Colombiano. *Cespedesia* (18) 61: 23-51.
- Zúñiga M del C. 1986. Control y evaluación de la calidad del agua del río Magdalena con base en indicadores biológicos. Memoria del foro sobre contaminación del río Magdalena y sus alternativas de solución. Universidad del Norte, Barranquilla, Colombia.