

**ANEXO DE LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS DE 18 QUEBRADAS DE LA
ZONA DE LOS HEVÉXICOS CON BASE EN LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS
ACUÁTICOS**

POR:

ALEJANDRA HERNANI T.

JOHN J. RAMÍREZ R.

JAIME PALACIO B.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas lóticos se caracterizan por su morfología lineal paralela, el flujo unidireccional a través de un canal estrecho, la velocidad variable con la profundidad y la proximidad a las orillas, y por la variación estacional del caudal y la descarga. Como resultado se produce una pronunciada zonación longitudinal de factores físico-químicos y de la biota, que contrastan con la zonación vertical imperante en los ecosistemas leníticos (Odum 1972, Cole 1983).

En la vigilancia y control de la contaminación, con base en organismos como bioindicadores, existen multitud de metodologías que utilizan una amplia variedad de organismos: bacterias, protozoos, algas, macrófitas, macroinvertebrados, peces, etc. De todas las metodologías, aquellas basadas en el estudio de los macroinvertebrados acuáticos, son mayoritarias. Las razones fundamentales para esta preferencia por parte de los investigadores radican en: 1) su tamaño relativamente grande (visibles a simple vista); 2) su facilidad de muestreo, con técnicas bien estandarizadas que no requieren equipos costosos; 3) sus ciclos de desarrollo suficientemente largos, que les permiten permanecer en los cursos de agua el tiempo suficiente para detectar cualquier alteración, y 4) alta diversidad, lo que garantiza casi una infinita gama de tolerancia frente a diferentes parámetros de contaminación (Hellowell 1986). Además sus tiempos de generación relativamente largos (semana e incluso meses) permiten detectar los efectos de una perturbación varias semanas e incluso meses después de que ésta se produzca (Alba-Tercedor 1996).

Los índices biológicos que evalúan las condiciones de un ecosistema acuático, reportan información sobre el conocimiento de la estructura y composición de las comunidades bentónicas. La presencia de algunos de estos organismos por encima de ciertos valores pueden hacer rechazable un tipo determinado de agua para el uso que se busca. Sin embargo, es necesario considerar que el uso de estos indicadores biológicos, facilitan la interpretación de los resultados de los análisis físicos y químicos y los complementan en una mejor forma (Walley & Judd 1993, Von Sperling 1990). Lo anterior ocurre porque estos organismos tienen tolerancias limitadas a las diferentes condiciones del medio acuático y a través de su uso se pueden calificar los cuerpos de agua por grados de calidad (Prat et al. 1986, Woodiwis 1964).

El término calidad, referido a las aguas continentales, no es un concepto absoluto ni de fácil definición. Por el contrario es un concepto relativo cuya definición depende del destino final del recurso. De modo que a título de ejemplo,

mientras que las aguas fecales en ningún caso podrían ser consideradas aptas para consumo humano si podrían resultar benéficas, por su alto contenido de materia orgánica, excelentes para el riego de plantas ornamentales o de plantaciones forestales. Del mismo, aguas de alta montaña que se asocian intuitivamente con pureza y buena calidad, podrían resultar poco apropiadas para consumo, pues calman escasamente la sed (por su bajo contenido en sales) y por su bajo pH pueden corroer el esmalte dental. Por eso, al evaluar la calidad de las aguas mediante el estudio de la composición y estructura de comunidades de organismos surge el término 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 le son propias (Alba-Tercedor 1996).

La conclusión general ha sido que sólo el estudio de una variable, sea ésta física química o biológica, no brinda una respuesta adecuada sobre la del estado del ecosistema. Por esta razón se han utilizado entonces índices que conjuntan variables físicoquímicas y otros que usan variables biológicas para la evaluación del estado de salud de los ecosistemas. Al compararlos, se ha llegado a la conclusión de que la información obtenida con base en este tipo de índices es más útil que la que brinda una variable física o química individual ya que proporcionan una visión amplia y general de toda la cuenca (Prat et al. 1986).

Sin embargo, los indicadores biológicos son mejores que los factores físicos y químicos aislados porque estos últimos miden condiciones, en tanto que las observaciones biológicas miden efectos. Un argumento importante en favor del biomonitoreo es que los organismos tienen una respuesta integrada a su ambiente y por tanto registran mejor las fluctuaciones en la calidad de las aguas, las que pueden perderse en análisis químicos intermitentes (Necchi et al. 1994).

Se pueden diferenciar, de un modo general, dos tipos de factores que provocan modificaciones en los seres vivos, combinados a la influencia antropogénica. El primer grupo representa los efectos de sustancias naturales, como sustancias orgánicas e inorgánicas degradables promueven a través de una alteración cuantitativa. El segundo grupo representa los efectos de sustancias tóxicas no degradables o persistentes, promueven a través de modificaciones por su presencia y por el grado de concentración. En el primer grupo deben incluirse también, catástrofes naturales que llevan a una drástica alteración en la naturaleza y, con esto, hasta una eliminación de comunidades, como ocurre con las erupciones volcánicas, las crecientes y el fuego. En el segundo grupo, se incluye la contaminación de biocenosis a

través de sustancias tóxicas subproducto del metabolismo de los organismos durante las floraciones y que se convierten en productos letales para los organismos (Prat, Rieradevall & Munné 1996).

Por último, es necesario esclarecer que hoy en día en lugar del concepto de *organismo indicador* se utiliza el de comunidad indicadora, pues al tener en cuenta a toda una comunidad se minimizan los errores y se multiplica la capacidad de detectar alteraciones (Alba-Tercedor 1996).

El presente anexo tiene como finalidad complementar lo referenciado sobre la calidad biológica de 18 quebradas de la zona de los Hevéxicos a través de los cambios en la estructura de las comunidades bénticas.

METODOLOGÍA

DESCRIPCIÓN GENERAL DE LAS ÁREAS

La mayoría de los ecosistemas lóticos muestreados se caracteriza por presentar aguas claras, con lecho poco ancho y profundo, sustrato pedregoso y/o arenoso, en muchos casos presencia de resaltos hidráulicos escalonados, orillas desprotegidas de cobertura vegetal en la mayoría de los casos, cauce continuo y aguas turbias. Los muestreos fueron efectuados en todas las quebradas aguas arriba de la bocatoma. Todas las quebradas estuvieron sometidas a perturbaciones de uno u otro tipo, pero la principal de ellas fue la lluvia presente al momento del muestreo o crecientes altas días antes del muestreo. Por ello, se considera el principal factor de incidencia en los resultados descritos a continuación.

Material y métodos

Se colectaron macroinvertebrados en todos los microhábitas existentes en cada sitio de muestreo durante un tiempo de 40 minutos; por ello, la densidad se reporta en individuos/40 minutos. Las muestras siempre fueron obtenidas por la misma persona. En los sustratos pedregosos las muestras fueron colectadas manualmente utilizando para ello pinzas de punta fina. En la vegetación de las orillas se efectuaron arrastres con una red de mano. En el campo las muestras obtenidas fueron guardadas en bolsas y frascos y fijadas con alcohol al 70% para su posterior separación e identificación en el laboratorio.

LAS SEPARACIÓN SE LLEVÓ A CABO MANUALMENTE SOBRE BANDEJAS DE FONDO BLANCO. INICIALMENTE LOS ORGANISMOS FUERON SEPARADOS HASTA EL NIVEL DE ORDEN Y POSTERIORMENTE SE SEPARARON HASTA FAMILIA, QUE FUE EL NIVEL TAXONÓMICO ESCOGIDO PARA JUZGAR LA CALIDAD DEL AGUA DE LOS SITIOS DE MUESTREO.

Como indicadores de la calidad biológica del agua se usaron:

- 1) Los cambios en la estructura de la comunidad. Ésta se estableció a través de curvas de importancia para cada sitio y del uso de los índices de riqueza numérica de táxones, diversidad jerárquica (Shannon & Weaver 1949), equidad (Pielou 1975) y dominancia (Simpson 1949). Los resultados obtenidos con estos índices fueron sometidos a análisis descriptivo, usando la media como medida de tendencia central, el coeficiente de variación como medida de dispersión relativa y la desviación estándar como medida de dispersión absoluta.
- 2) El índice BMWP' (Alba-Tercedor & Jiménez Millán 1987) que usa como criterio taxonómico las familias. El juicio de la calidad biológica del agua obtenida con este índice se emite con base en los criterios mostrados en la Tabla 1 (Alba-Tercedor 1996):

TIPO	CALIDAD	VALOR	SIGNIFICADO
I	Buena	> 150	Aguas muy limpias
		101-120	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible
II	Aceptable	61 – 100	Evidencia de algunos efectos de contaminación
III	Dudosa	36 – 60	Aguas contaminadas
IV	Crítica	16 – 35	Aguas muy contaminadas
V	Muy crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas

ANEXO DE LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS - HEVÉXICOS

Como el puntaje para todas las familias encontradas no se encuentra en la lista citada en Alba-Tercedor (1996), a aquellas no presentes en ella se les adjudicó un puntaje acorde con la experiencia obtenida por otros investigadores en ecosistemas similares en Colombia.

- 1) La proporción en relación al total de organismos hallados en cada sitio de muestreo de indicadores de aguas claras (Clase I), aguas de condición dudosa (Clase II) y aguas contaminadas (Clase III).

DISCUSIÓN

Tabla 2. Densidad de las familias de macroinvertebrados encontradas en las quebradas muestreadas en la zona de los Hevéxicos

FAMILIA	12	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Baetidae				3		1			5	7	2	4	4	48	1		19
Oligoneuriidae	1		10						2								1
Leptophlebiidae				1				2	1	12		6	5	1	1		
Tricorythidae			9	3				21		6	1	5	3	1			
Libellulidae									3	1							
Gomphidae										1							
Polythoridae	2			7							3	13					

ANEXO DE LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS - HEVÉXICOS

Calopterygidae	1	1					1	1	2					
Coenagrionidae									3					
Perlidae	46	10	6	4		4	4	13	2	36	9	32	1	60
	3													
Corydalidae								3			4	2		2
Pleidae									1					
Saldidae									1					
Dytiscidae			1						1					
Gyrinidae			1		1									1
Hidrophilidae	1	1							1					
Elmidae	35	3	1					1	1	2	11	8	6	3 52
Psephenidae	1	1	1	4					1					13
Ptilodactylidae	23	74	5	4	2	2		15		2	86	2	19	
	39													
Scirtidae	3	13	1			2				4			1	
Limnychidae														1
Dryopidae			1								1	1	1	

ANEXO DE LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS - HEVÉXICOS

Calamoceratidae	11	8	4	74	3	4		2	19	25	4	41	2	17
	89									1				
Glossosomatidae	5	3	4			1	1				1		1	72
Helicopsychidae														6
Hydropsychidae	53	74	13	28		4	5	78	9	5	3	40	43	33
	94													
Hidroptilidae													18	2
Leptoceridae	15	7	1		8	1		7	1	64	15	3	2	2
Hydrobiosidae	2										2			2
Odontoceridae	2	5									18			
	1													
Polycentropodidae													1	
Tipulidae	52	31	7		1			2	13	15	4	21	1	3
														1
Empididae	4													
Ceratopogonidae		2												
Stratiomyidae									3			1		
Empididae									2					

ANEXO DE LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS - HEVÉXICOS

Psychodidae	2				7					
Dolichopodidae						1	2			
Dixidae						2	1			
Chironomidae	1	1	8	31	3	20	6	7	43	9
Simuliidae						3	2		30	10
Belpharoceridae										2
Tabanidae	7	1			1					
Planariidae						4				

En la Tabla 3 y la Fig. 1 se observa la variación de los índices ecológicos utilizados para interpretar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados encontrada en cada quebrada, obtenidos con base en las informaciones consignadas en la Tabla anterior. En ella se ve que la densidad presentó valores relativamente uniformes y bajos en la mayoría de los ecosistemas muestreados, con excepción de la quebrada La Salazar que mostró la mayor densidad (461 ind/40 min) seguida por La Asesí (298 ind/40 min) y La Manteña ((256 ind/40 min). Las quebradas de menor densidad fueron La Barbuda (11 ind/40 min), La Linda (19 ind/40 min) y La Muñoz (24 ind/40 min). Debido a estas diferencias contrastantes, el CV hallado fue bastante alto (87.6%).

El número medio de táxones encontrados fue de 12, correspondiente a una riqueza baja y de variabilidad relativamente alta entre ecosistemas (CV = 46.4%). La menor riqueza numérica correspondió a la quebrada La Barbuda y La Clara, cada una con 4 taxa. La mayor riqueza se halló en la quebrada El Chuscal (22 táxones).

La diversidad presentó un valor medio de 1.62 nat/ind y fue mucho menos variable que la densidad (CV = 34.1%). Las quebradas con menor diversidad fueron la Barbuda (0.86 nat/ind) y Montoneras (0.90 nat/ind). Las de mayor diversidad fueron La Trampa (2.30 nat/ind) y El chuscal (2.19 nat/ind).

ANEXO DE LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS - HEVÉXICOS

La menor variación entre ecosistemas correspondió al índice de equidad, el cual mostró el menor valor de dispersión relativa (CV = 10.7%). El valor medio para esta variable fue de 0.71, el cual es alto, si se considera que el valor máximo alcanzado por la equidad es de 1.0. Como consecuencia de ello, la dominancia fue baja (media = 0.23). Como este último índice equivale a la pendiente de las curvas de importancia de táxones (Figs. 3), las cuales varían ampliamente entre ecosistemas, presentó una dispersión relativamente alta (CV = 44.2%).

Tabla 3. Valores de densidad y de los índices ecológicos utilizados para interpretar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
n	148	46	172	24	141	135	68	11	46	173	256	19	36	102	124	192	8	298
S	12	6	22	9	12	9	18	4	15	13	18	8	7	17	6	18	4	16
R	2,2	1,3	4,08	2,52	2,2	1,63	4,03	1,25	2,	2,33	3,06	2,3	1,6	3,46	1,04	3,23	1,44	2,63
				2					3			8	7					
H'	1,5	0,99	2,19	1,62	1,9	1,43	2,31	0,99	1,	1,8	2,02	1,7	1,3	2,15	1,17	2,13	1,1	2,1
	6			2					6				2					
E	0,6	0,55	0,71	0,74	0,7	0,65	0,8	0,72	0,	0,7	0,7	0,8	0,6	0,76	0,65	0,74	0,79	0,76
	3			7					6			2	8					
D	0,3	0,48	0,17	0,18	0,1	0,34	0,09	0,29	0,	0,21	0,18	0,1	0,3	0,18	0,32	0,14	0,18	0,15
	1			7					3				1					
BM	76	33	137	63	84	52	111	27	90	75	96	55	46	98	30	101	26	96
WP'																		

En la Fig. 2 se observa que las variaciones de diversidad, es decir de estructura de la comunidad bentónica, estuvieron mayormente asociadas a las de riqueza ($R^2 = 83.8\%$) que a las de equidad ($R^2 = 22.6\%$). Esto significa que la pérdida de táxones debido a la perturbación imperante durante el tiempo de muestreo, representada principalmente por la pluviosidad, tuvo un mayor peso en las variaciones de estructura. La pérdida de especies en un ecosistema significa disminución de la dominancia y aumento de la representación proporcional de los táxones en la comunidad. Por ello, los valores relativamente bajos de dominancia y los altos de equidad reportados en este trabajo.

Igualmente se observa en la anterior Figura que existe una alta relación ($R^2 = 86.3\%$) entre los índices BMWP' y diversidad, lo cual implica que ambos son buenos evaluadores de la calidad ecológica de un cuerpo de agua y pueden usarse idiferentemente, pues son equivalentes en sus interpretaciones y significado. Sin embargo, es necesario observar estas relaciones en otros trabajos para comprobar si esta relación se conserva. De resultar cierto, podría decirse que sólo la identificación de los macroinvertebrados a nivel de familia, es decir utilizando el índice de Shannon & Weaver como un índice de diversidad jerárquico, sería suficiente para diagnosticar la calidad del agua de un ecosistema, de la misma forma que lo hace el BMWP'. Es necesario esclarecer que el uso del índice de Shannon & Weaver tendría sobre el BMWP' la ventaja de no usar organismos indicadores sino la información sobre riqueza numérica y la contribución relativa de cada taxa a la comunidad en cuestión. Además, al igual que con el BMWP', los juicios de calidad elaborados con el índice de Shannon & Weaver serían independientes de la estacionalidad (Zamora-Muñoz et al. 1995), es decir, de la sustitución temporal de las especies. Lo anterior es importante de esclarecer, pues puede pensarse que las variaciones en la calidad del agua detectadas por estos índices, no son más que un artificio producido por los ciclos vitales de los organismos usados en la evaluación (Alba-Tercedor 1996).

Según Odum (1972) la diversidad suele ser alta en las comunidades más viejas y baja en las de nuevo establecimiento, es decir en aquellas en donde el recambio de especies es mayor. El recambio alto en esta investigación se debió básicamente a la influencia perturbadora de la pluviosidad que "barre" literalmente la comunidad dejando espacios para que nuevos organismos, bien sea externos al sistema o derivantes internamente, colonicen los nuevos nichos. Dado que la perturbación fue relativamente constante durante el periodo de muestreo, debido al fenómeno de La Niña imperante en el territorio colombiano en la época de muestreo, no se permitió el desarrollo de comunidades estables, lo que incidió en las disminuciones de diversidad detectadas en la Fig. 1. Por ello, no

necesariamente las disminuciones en la diversidad y los cambios en la estructura de las comunidades indican polución o contaminación.

A pesar de las diferencias en la riqueza numérica y en la abundancia absoluta (Fig. 1), las curvas obtenidas para todos los sitios son del tipo asintótico negativo, con una disminución rápida en los primeros taxa y posterior estabilización. Estas son las denominadas curvas huecas de Odum (1972). Esta caída fue más rápida en aquellas quebradas que presentaron las mayores dominancias: Montoneras, Usabá, La Salazar y El Avagamiento. Valores altos de esta variable implican especies dominantes y condiciones ecológicas favorables para especies adaptadas a un tensor ambiental específico (las denominadas especies tolerantes), el cual generalmente disminuye la riqueza de especies sensibles a las nuevas condiciones. Como ya se mencionó esta pérdida de especies se debe al efecto ejercido por las lluvias en las zonas de muestreo y no a influencias antrópicas ni poluentes de ningún tipo.

BIBLIOGRAFÍA

ALBA-TERCEDOR, J & F. JIMÉNEZ MILLÁN. 1987. Evaluación de las variaciones estacionales de la calidad de las aguas del río

Guadelfeo, basada en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos. LUCDEME III. ICONA, Monogr. 48: 1-91.

ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería. 2: 203-213.

COLE, G. A. 1983. Textbook of Limnology. The C. V. Mosby Co. Toronto.

HELLAWELL, J. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publ.

London & New York.

NECCHI Jr, O; L. H. Z. BRANCO & M. RIBEIRO. 1994. Uso de macroalgas para avaliação da poluição orgânica no Rio Preto, Noroeste do Estado de São Paulo. An. Acad. Bras. Ci., 66: 359-371.

ODUM, E. 1972. Ecología. 3ª ed. Edit. Interamericana. México.

PIELOU, A. E. 1975. Ecological diversity. Wiley. New York.

PRAT, N.; I. MUÑOZ; G. GONZÁLEZ & X. MILLET. 1986. Comparación crítica de dos índices de calidad de las aguas: ISQA y BILL. Tecnología del Agua, 31: 33-49.

PRAT, N.; M. RIERADEVALL & T. MUNNE. 1996. La calidad ecológica del Besos y el Llobregat. Estudios de la calidad ecológica de los ríos: 1 (Informe 1994-1995). Área del Medio Ambiente de la Diputación de Barcelona.

SHANNON, C. E. & W. WEAVER. 1949. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press. Urbana.

SIMPSON, E. H. 1949. Measurement of diversity. Nature, 163: 688.

SPERLING, E. 1990: Considerações sobre a saúde de ambientes aquáticos. Revista Bio, 2: 53-56.

WALLEY, J.W. & S. JUDD. 1993. Proceedings of the Freshwater Europe Symposium on River Water Quality Monitoring and Control. Birmingham.

WOODIWI, F. S. 1964. The biological system of stream classification used by the River Trent Board. Chem. Indust., 14: 443-447.