

# APLICACIÓN DEL ÍNDICE BIÓTICO DE FAMILIAS DE MACROINVERTEBRADOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL AGUA DEL RÍO TEUSACÁ, AFLUENTE DEL RÍO BOGOTÁ

## APPLICATION OF THE FAMILY BIOTIC INDEX OF MACROINVERTEBRATES FOR WATER CHARACTERIZATION OF THE TEUSACA RIVER, TRIBUTARY OF THE BOGOTA RIVER

Estrella Cárdenas-Castro<sup>1</sup>, Ligia Lugo-Vargas<sup>2</sup>, Julio Alberto González-Acosta<sup>3</sup>, Ana Isabel Tenjo-Morales<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Bióloga, M.Sc. Ciencias Agrarias, Facultad de Ciencias y Tecnologías. Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia, Dirección postal: Carrera 10 No. 72-50, Bogotá, Colombia, e-mail: cardenasvuad@usantotomas.edu.co, <https://orcid.org/0000-0001-7838-1534>; <sup>2</sup>Bióloga, M.Sc. Educación, Facultad de Ciencias y Tecnologías. Universidad Santo Tomás, e-mail: vlugovud@usantotomas.edu.co, <https://orcid.org/0000-0002-2560-8966>; <sup>3</sup>Biólogo, M.Sc. Ciencia Animal, Facultad de Ciencias y Tecnologías. Universidad Santo Tomás, e-mail: juliogonzalez@ustadistancia.edu.co, <https://orcid.org/0000-0001-7669-2507>; <sup>4</sup>Lic. Matemáticas, M.Sc. Estadística, Departamento de Ciencias Básicas. Universidad de La Salle, e-mail: atenjo@unisalle.edu.co, <https://orcid.org/0000-0002-0834-1016>

Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient. 21(2):587-597, Julio-Diciembre, 2018  
<https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n2.2018.1004>

Artículo de acceso abierto publicado por Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica bajo una licencia Creative Commons CC BY-NC 4.0

### RESUMEN

La subcuenca del Río Teusacá presenta alta actividad urbanística e industrial en, aproximadamente, el 50% de su superficie, lo cual, ha generado vertimientos de aguas residuales al ambiente acuático. El objetivo de este estudio fue caracterizar la calidad del agua, con base en el Índice Biótico de Familias (IBF), en dos sectores (alto y bajo) del río, en dos temporadas (seca y lluviosa) y analizar la correlación del IBF con: COT, fosfatos, sulfatos, nitratos, nitritos e índices de diversidad. Los muestreos, se realizaron con una red Surber (malla 500 micras y 0,09m<sup>2</sup> de área), en 10 sitios, distribuidos en el curso principal: en octubre de 2016, al finalizar una temporada seca y en julio de 2017, al terminar una temporada lluviosa. En total, se registraron 35 taxones y los órdenes con más familias fueron: Diptera (28%), Coleoptera (17%) y Hemiptera (11%). El IBF presentó correlación positiva (>76%) con los contaminantes químicos y se observó que los principales contaminantes del río fueron los fosfatos y el COT, mientras que el IBF con los índices de diversidad, no mostró correlación. La calidad del agua en el sector alto del río estuvo entre buena y regular en ambas temporadas,

mientras que en el sector bajo estuvo entre malsana y muy nociva. Estos resultados sugieren que en IBF es un buen indicador de la calidad de agua en los ríos.

Palabras clave: invertebrados acuáticos, ríos, calidad del agua, contaminación del agua (Tesauro, UNESCO).

### ABSTRACT

The Teusacá River sub-basin presents high industrial and urbanization activities in approximately 50% of its surface, which has generated discharges of waste water and pollutants into the aquatic environment. The aim of this study was to characterize the quality of water based on the insect family biotic index (FBI) in two river sectors (low and high) in two seasons (dry and rainy) and to analyze the FBI correlation with: TOC, phosphates sulphates, nitrates, nitrites and diversity indices. Sampling was carried out in October 2016 and in July 2017 at the end of the dry season and the rainy season, respectively, using a Surber net (500 microns and 0.09m<sup>2</sup>) at 10 sites, distributed along in the main course of the river. A total of 35 taxa were recorded, the groups with more families were: Dip-

tera (28%), Coleoptera (17%) and Hemiptera (11%). The IBF was significantly and positively correlated with chemical pollutants (>76%) and the main pollutants of the River observed were phosphates and the TOC; while the IBF was not correlated with the diversity indices. The water quality in the high river sector was between good and regular in both seasons; while in the lower river sector it was very harmful and unhealthy. The results obtained suggest that the IBF is an appropriate indicator for determining the water quality of the river.

Keywords: aquatic invertebrates, rivers, water quality, water pollution.

## INTRODUCCIÓN

En la actualidad, los ríos y arroyos, a nivel global, están siendo amenazados por contaminación antropogénica, recibiendo continuamente aguas residuales no tratadas y residuos sólidos domésticos e industriales, que causan deterioro en la calidad del agua (Dalu *et al.* 2017).

La preocupación por entender y proteger los ecosistemas fluviales ha generado el desarrollo de metodologías biológicas, para estimar la salubridad del agua. Entre los indicadores biológicos más utilizados para la evaluación de los ecosistemas fluviales y la calidad del agua, se destacan los macroinvertebrados bentónicos, por las ventajas que estos organismos presentan, como son: la presencia en casi todos los sistemas acuáticos, lo cual, facilita realizar estudios comparativos; la naturaleza sedentaria posibilita hacer análisis espaciales de los efectos de perturbaciones en el agua; la realización de muestreos y análisis con equipos simples de bajo costo y por la disponibilidad de métodos e índices, que se han venido validando en diferentes ríos del mundo (Rosenberg & Resh, 1993; Singh & Saxena, 2018). Además, los ciclos de vida de los macroinvertebrados bentónicos varían entre un mes y un año, dependiendo de la especie, lo que posibilita evidenciar alteraciones en el medio acuático, a corto y largo plazo (Tenjo & Cárdenas, 2015).

Los ensamblajes de macroinvertebrados de agua dulce han proporcionado información valiosa para desarrollar programas de evaluación de la calidad del agua por más de un siglo (Jackson & Füreder, 2006). Los índices de integridad biológica (IIB) convierten la información de varios atributos de los ensamblajes de fauna béntica en un solo valor y se han popularizado para evaluar y gestionar la condición del agua de los ríos (Rehn *et al.* 2007; Stoddard *et al.* 2008), de los lagos (Drake & Valley, 2005; Beck & Hatch, 2009), de los humedales (Lunde & Resh, 2012) y de los estuarios (Weisberg *et al.* 1997).

Según Armitage *et al.* (1983), las familias de macroinvertebrados intolerantes a la contaminación tienen puntajes altos,

mientras que las familias tolerantes a la contaminación tienen puntajes bajos; por consiguiente, un valor alto en el promedio del puntaje por taxón (ASPT), caracteriza aguas de un río limpio, situado en tierras altas, con contenido relativamente grande de taxones, con puntuación alta. Los ríos en sitios de tierras bajas, generalmente, no soportan muchos taxones con alta puntuación y presentan valores más bajos de ASPT. De igual forma, Ríos *et al.* (2014) siguieron este concepto para la estimación del Andean Biotic Index y presentan valores de intolerancia a la contaminación para macroinvertebrados de los ríos andinos, situados por encima de 2.000m s.n.m; por el contrario, Hilsenhoff (1988) utiliza valores de tolerancia, que vienen a ser el inverso de los valores de intolerancia de Armitage *et al.* (1983) y de Ríos *et al.* (2014).

Entre las mediciones de calidad de agua, basadas en macroinvertebrados, tenemos los siguientes: índice Biótico de Familias (IBF), índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) Biological Monitoring Working Party (BMWP) y parámetros fisicoquímicos (Mandaville, 2002).

El Índice Biótico de Familias (IBF) fue perfeccionado por Hilsenhoff (1988), quien resumió las diferentes tolerancias de una comunidad de macroinvertebrados bentónicos en un único valor. Los valores de tolerancia los especificó para cada familia taxonómica por ponderación de la abundancia relativa respectiva. El IBF, se utiliza con frecuencia para analizar el agua en diferentes sectores de los ríos de alta montaña (Figueroa *et al.* 2003; Fierro *et al.* 2012; Cortes *et al.* 2013).

En Colombia, se han realizado varios estudios para adaptar el índice BMWP en la evaluación de la calidad de las aguas fluviales, mediante el uso de familias de macroinvertebrados bentónicos (Zamora, 2000; Zamora & Sarria 2001; Roldán-Pérez, 2003; Roldan-Pérez, 2016; Galeano *et al.* 2017); sin embargo, no se encontraron estudios relacionados con la aplicación de IBF para caracterizar la salubridad del agua. Según, Figueroa *et al.* (2003), el IBF es un buen indicador para estimar la calidad de los ríos de cuencas agrícolas y ganaderas. Asimismo, Figueroa *et al.* (2007) reportan que en la estimación del IBF se incorpora la razón entre la tolerancia y el total de familias encontradas en una muestra, lo cual, hace que el error de los muestreos cualitativos disminuya. Por esta razón, en la presente investigación, se utilizó el IBF, dado su carácter cuantitativo, la facilidad para calcularlo y porque el Río Teusacá atraviesa una zona de alta montaña de actividad ganadera e industrial.

El propósito de este trabajo fue analizar en dos sectores (alto y bajo) del cauce principal del río Teusacá y en dos temporadas seca y lluviosa, la calidad del agua, utilizando el Índice Biótico de Familias (IBF) y probar la correlación del IBF con las variables: COT, fosfatos, sulfatos, nitratos, nitritos, índice de Margalef e índice de Shannon-Wiener.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Lugar del estudio.** El estudio, se realizó en la subcuenca del Río Teusacá, ubicada al oriente de Bogotá. El cauce principal del río mide, aproximadamente, 69km y atraviesa de sur a norte los municipios de La Calera y Sopó; además, hace parte de la cuenca del Río Bogotá. El sistema fluvial está sujeto a diferentes fuentes de contaminación, principalmente, vertimientos de aguas residuales domésticas e industriales y residuos de la actividad ganadera.

**Recolección y análisis de muestras.** Se eligieron dos sectores del río para hacer el análisis; uno, en la parte alta, entre 2.972 y 2.814m s.n.m., en donde se escogieron al azar cinco puntos de muestreo y, otro, en la parte baja, entre 2.586 y 2.552m s.n.m., en donde se escogieron al azar otros cinco puntos de muestreo. Se utilizó un GPS Garmin, para la georreferenciación de los sitios, en donde se tomó cada una de las muestras (Figura 1). El primer muestreo, se realizó al finalizar una temporada seca, los días 22 y 23 de octubre de 2016 y, el segundo, al terminar una temporada lluviosa, los días 29 y 30 de julio de 2017.

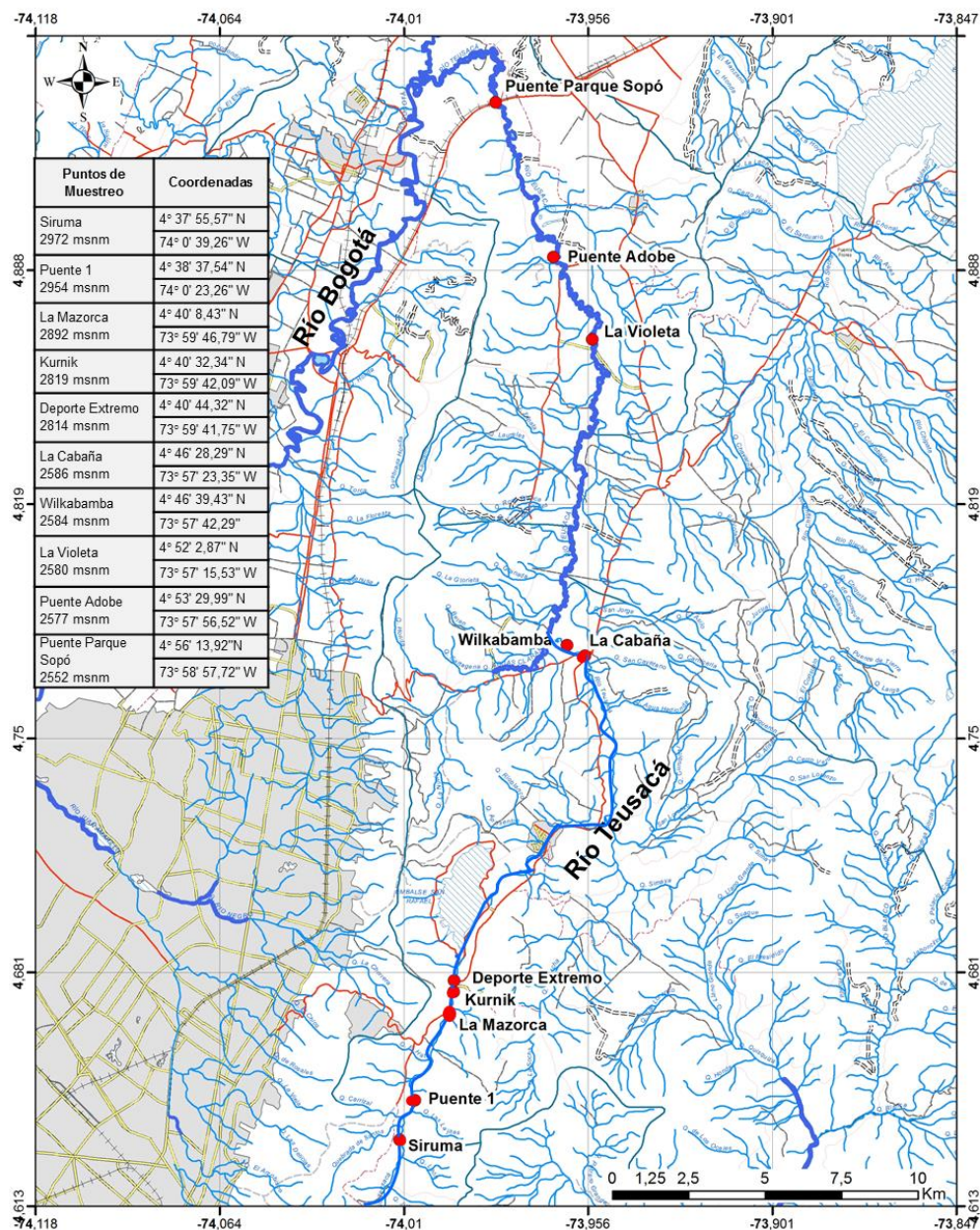


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en el Río Teusacá, Cundinamarca.



Se tomaron tres muestras de macroinvertebrados por cada sitio, utilizando una red Surber, con malla 500 micras y 0,09m<sup>2</sup> de área de superficie de muestreo. Cada muestra, se colectó en un recipiente plástico (6cm x 4cm de diámetro) etiquetado y se fijó en alcohol etílico al 70%, para la posterior separación y determinación taxonómica, actividad realizada en el laboratorio de Ecología de la Universidad Santo Tomás. Para la determinación taxonómica de los macroinvertebrados, se utilizó un estereomicroscopio NexiusZoom y las claves taxonómicas de Oscoz *et al.* (2011), Prat *et al.* (2012) y Roldan-Pérez (2012).

En cada sitio, se tomó una muestra de agua de un litro en un envase plástico de la misma capacidad e, inmediatamente, se almacenaron en una bolsa plástica negra, para el transporte al laboratorio. El análisis químico de las muestras de agua fue realizado en el laboratorio Dr. Calderón, certificado por el IDEAM. El análisis de las muestras de agua fue realizado de la siguiente forma: para COT, con equipo TOC Hach; para fosfatos, con el método de ácido ascórbico; para sulfatos, con nefelometría y para nitratos y nitritos, con espectrofotometría.

**Estimación del Índice Biótico de Familia.** Los datos obtenidos de la determinación taxonómica de macroinvertebrados hasta familia y el número de individuos por familia, se agruparon y se asignó el puntaje de tolerancia, siguiendo la metodología sugerida por Carter *et al.* (2017). En la tabla 1, se presentan los valores de tolerancia para cada familia empleadas en la estimación del Índice Biótico de Familia (IBF), basada en los valores de intolerancia ABI, para los ríos alto andinos (Ríos *et al.* 2014). Los valores de tolerancia para cada familia varían entre 0 (taxón sensible) y 10 (taxón tolerante). Para el cálculo del IBF, se siguió el propuesto por Hilsenhoff (1988), haciendo la sumatoria del producto del número de individuos encontrados por cada familia por el valor de tolerancia respectivo de esa familia, dividido entre el número total de individuos de la muestra. Se obtiene con la siguiente ecuación:

$$IBF = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i * T_i)}{\sum_{i=1}^n n_i}$$

Donde,  $X_i$  es el número de individuos de cada familia;  $T_i$  es el valor de tolerancia de cada familia y  $n_i$  es el número total de organismos.

Los valores de IBF obtenidos en cada sitio fueron contrastados con los criterios de calidad de agua (Tabla 2), siguiendo el procedimiento de Hilsenhoff (1988).

**Estimación de Índices de diversidad.** El índice de Margalef relaciona el número de especies con el número total de individuos. Se estima con la siguiente ecuación:

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Donde, S = número de especies y N = número total de individuos.

Un índice de biodiversidad de Margalef igual a cero (0) indica que en un área existe una sola especie, valores inferiores a 2,0 es indicativo de baja diversidad y valores por encima de 5,0 son indicativos de alta biodiversidad (Magurran, 2004).

El índice de Shannon-Wiener mide qué tan uniformes están representadas las especies en una muestra. La ecuación de cálculo es la siguiente:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde,  $p_i$  = abundancia proporcional de la especie  $i$ , obtenida dividiendo el número de individuos de la especie  $i$  entre el número total de individuos de la muestra. Normalmente, los valores se encuentran entre 1,5 y 3,5; en raras ocasiones, se logra obtener un valor de 4,5.  $H' = 0$  cuando la muestra contiene solo una especie y será máximo cuando la comunidad tenga una distribución de abundancia equitativa  $H' = H'_{\max}$  (Magurran, 2004).

El análisis estadístico, se ejecutó con el software R versión 3.5.1. Se realizó una prueba no paramétrica, para comparación de muestras independientes Kruskal-Wallis (con  $\alpha=0,05$ ), para probar diferencias significativas en los niveles promedios de las variables estudiadas con respecto a los dos sectores (alto y bajo) del río. Para probar diferencias significativas entre los niveles promedios de las variables con respecto a las temporadas seca y lluviosa, se realizó una prueba no paramétrica de comparación de medias para muestras pareadas Wilcoxon (con  $\alpha=0,05$ ). Por último, para medir el grado de relación entre las variables, se utilizó el coeficiente de concordancia no paramétrico W de Kendall (con  $\alpha=0,05$ ), con el cual, se probó la correlación del IBF con las demás variables.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El hábitat fluvial en donde se realizaron los primeros cinco muestreos, se caracteriza por ser inclinado, con fondo de rocas arenosas, con una diferencia en altitud de 158 metros, mientras que en donde se realizaron los últimos cinco muestreos, se caracteriza por ser ligeramente inclinado, con fondo arcilloso, con una diferencia de altitud de 34 metros.

En total, se registraron 35 taxones (Tabla 3), en su mayoría estadios inmaduros de la clase Insecta. Los órdenes con más

Tabla 1. Valores de Tolerancia ajustados para la aplicación del FBI (Hilsenhoff, 1988), con base en el Andean Biotic Index (Ríos et al. 2014).

Clase	Orden	Familia	Andean Biotic Index	Valores de tolerancia ajustados para aplicación del FBI	Clase	Orden	Familia	Andean Biotic Index	Valores de tolerancia ajustados para aplicación del FBI
Hydrozoa	Tricladia	Hydridae (Roldan-Pérez, 2012)	10	0			Hydroptilidae	6	4
		Turbellaria	5	5			Xiphocentronidae	8	2
Hydrudinea			3	7		Trichoptera	Hydrobiosidae	8	2
			1	9			Glossosomatidae	7	3
Gasteropoda		Tubificidae	6	4			Hydropsychidae	5	5
		Ancylidae	3	7			Anomalopsycheidae	10	0
		Physidae	3	7			Philopotamidae	8	2
		Hydrobiidae	3	7			Limnephilidae	7	3
		Limnaeidae	3	7			Pyralidae	4	6
		Planorbidae	3	7			Ptilodactylidae	5	5
		Sphaeriidae	3	7			Lampyridae	5	5
Bivalvia		Hyriidae	3	7		Lepidoptera	Psephenidae	5	5
		Hyalellidae	6	4			Scirtidae (Helodidae)	5	5
Malacostraca	Amphipoda					Coleoptera	Staphylinidae	3	7
Ostracoda	Hydracarina						Elmidae	5	5
Acari		Baetidae	4	6	Insecta		Dryopidae	5	5
		Leptophlebiidae	10	0			Gyrinidae	3	7
		Leptohyphidae	7	3			Dytiscidae	3	7
		Oligoneuridae	10	0			Hydrophilidae	3	7
		Aeshnidae	6	4			Hydraenidae	5	5
		Gomphidae	8	2			Athericidae	10	0
		Libellulidae	6	4			Blepharoceridae	10	0
		Coenagrionidae	6	4			Simuliidae	5	5
		Calopterygidae	8	2			Tabanidae	4	6
		Polythoridae	10	0			Tipulidae	5	5
		Perlidae	10	0			Limoniidae	4	6
		Gripopterygidae	10	0			Ceratopogonidae	4	6
		Velidae	5	5			Dixidae	4	6
		Gerridae	5	5			Psychodidae	3	7
		Coxiidae	5	5			Dolichopodidae	4	6
		Notonectidae	5	5			Stratiomyidae	4	6
		Belostomatidae	4	6			Empididae	4	6
		Naucoridae	5	5			Chironomidae	2	8
		Helicopsychidae	10	0			Culicidae	2	8
		Calamoceratidae	10	0			Muscidae	2	8
Odontoceridae	10	0	Ephydriidae	2	8				
Leptoceridae	8	2	Syrphidae	1	9				
Polycentropodidae	8	2							

Tabla 2. Clasificación de calidad de agua basada en el Índice Biótico de Familia (IBF), según Hilsenhoff (1988).

IBF	Calidad de agua	Grado de contaminación orgánica
0,00-3,75	Excelente	Agua limpia. Contaminación orgánica baja probable
3,76-4,25	Muy buena	Con leve contaminación orgánica
4,26-5,00	Buena	Con algo de contaminación orgánica
5,01-5,75	Regular	Contaminación orgánica presente
5,76-6,50	Malsana	Alta contaminación orgánica
6,51-7,25	Nociva	Fuerte contaminación orgánica
7,26-10,00	Muy Nociva	Contaminación orgánica severa

familias fueron Diptera (28%), Coleoptera (17%) y Hemiptera (11%). En la parte alta (altitud 2.972 metros), se esperaba hablar, efemerópteros, plecópteros y trichópteros de baja tolerancia (Roldán-Pérez, 2003; Figueroa *et al.* 2003); sin embargo, se encontraron, en las dos temporadas, efemerópteros (Baetidae), con valor de tolerancia (T) de 6 y trichópteros Hydropsychidae, con T=4 y unos pocos individuos Philopotamidae, con T=2 (Tabla 4). El IBF detectó agua de buena calidad; sin embargo, el agua contenía fosfatos por encima del valor aceptado por los MPS-MAVDT (2007). La actividad antrópica en este punto es prácticamente residencial y ganadera.

En los puntos de muestro 4 al 5, en la parte alta del río, presentaron alta dominancia ephemeropteros (Baetidae, con T=6), trichopteros (Hydropsychidae, T=4) y dípteros (Simuliidae, T=5; Ceratopogonidae, T=6 y Chironomidae, T=8). En estos puntos, el IBF detectó una calidad de agua regular, con contenidos crecientes de COT y fosfatos, aspectos que, posiblemente, son favorables para el crecimiento poblacional de estos insectos. La actividad antrópica en estos puntos, al igual que en el primer punto, es principalmente residencia y ganadera.

En la parte baja del río, entre los puntos de muestreo del 6 al 8, predominaron las sanguijuelas (Glossiphoniidae, Erpobdellidae), los crustáceos anfípodos (Gammaridae) y gasterópodos; el IBF detectó agua malsana y nociva, con contenidos de COT mayores de 11,22mg/L y fosfatos por encima de 3,19mg/L, lo cual, demuestra el amplio rango de tolerancia, que presentan estas familias.

En los puntos de muestreo 9 y 10, se notó la presencia de unos pocos individuos de las familias: Notonectidae (Hemiptera), Gyridae, Scirtidae (Coleoptera), Physidae (Gastropoda) y Tubificidae (Haplotaxida), con agua nociva y muy nociva; estas familias presentan valores de tolerancia entre 9 y 10. La distribución de macroinvertebrados observada en este trabajo es consistente con lo reportado por Hilsenhoff (1988), Mandaville (2002), Roldán-Pérez, (2003) y Carter *et al.* (2017).

La tabla 4 presenta los contenidos de los contaminantes observados con los valores máximos aceptados para el consumo humano en Colombia, según la Resolución número 2115 de 2007 (MPS-MAVDT (2007)), los valores del IBF, su relación con el grado de contaminación del agua e índices de diversidad de macroinvertebrados, en los dos sectores del río y en las dos temporadas.

Comparando los promedios en los niveles de las variables (n=10, alfa=0,05) entre los dos sectores (alto y bajo) del río, al finalizar la temporada seca, se encontraron diferencias significativas entre las variables: COT (p=0,009), fosfatos (p=0,015), sulfatos (p=0,016), nitratos (p=0,009), IBF (p=0,009),  $D_{Mg}$  (p=0,009) y  $H'$  (p=0,009). De igual forma, al finalizar la temporada lluviosa, se observaron diferencias significativas en las variables COT (p=0,0088), fosfatos (p=0,009), IBF (p=0,036 y sulfatos (p=0,035); sin embargo, no se evidenció diferencias significativas en los nitratos (p=0,83), en los dos sectores estudiados.

Al realizar la comparación del nivel del promedio de cada variable con respecto a las temporadas seca y lluviosa, se encontraron diferencias significativas en el contenido de COT (p=0,0097), de fosfatos (p=0,037) y de nitratos (p=0,006), mientras que el contenido de sulfatos (p=0,431), no tuvo diferencia significativa. En cuanto al IBF (p=0,10),  $D_{Mg}$  (p=0,10) y  $H'$  (p=0,41), no hubo diferencias significativas en las dos temporadas.

Las concentraciones de COT en las dos temporadas, después de los 2.954m s.n.m. está por encima de los valores aceptados para consumo humano (MPS-MAVDT, 2007); la contaminación por COT en el sector alto del río, posiblemente, se da por descargas de aguas residuales domésticas y por la ganadería que, como lo reportan Figueroa *et al.* (2003) y Ordóñez Díaz *et al.* (2014), las actividades ganaderas, cerca de la rivera y las descargas directas al río de aguas residuales, incrementan la contaminación por COT. En el sector bajo del río existen urbanizaciones e industrias que, posiblemente, están causando el incremento de COT, por vertimientos al río.

Tabla 3. Macroinvertebrados y número de individuos encontrados en diez sitios de muestreo y en dos temporadas y en los dos periodos de muestreo en el Río Teusacá.

Clase	Orden	Familia	Subfamilia	Genero	Sitios de muestreo. Altitud m s.n.m.																			
					2972		2954		2892		2819		2814		2586		2584		2580		2577		2552	
					SE	LL	SE	LL	SE	LL	SE	LL	SE	LL	SE	LL	SE	LL	SE	LL	SE	LL	SE	LL
Hydrozoa	Hydroida	Hydriadae			9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae			69	71	22	18	19	4	42	6	72	5	10	9	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Trichoptera	Philopotamidae			27	1	5	10	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae		<i>Hydroptila</i>	25	110	37	0	38	0	68	7	57	18	4	2	3	0	3	0	0	0		
Insecta	Diptera	Simuliidae			36	25	1	8	13	16	33	1	307	0	13	10	0	1	0	0	3	0		
Insecta	Diptera	Athericidae			5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Diptera	Ceratopogonidae			14	3	32	0	2	8	8	4	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0		
Insecta	Diptera	Chironomidae	Tanypodinae	<i>Tanytarsus</i>	9	0	5	0	10	0	2	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0		
Insecta	Diptera	Chironomidae	Orthocladinae	<i>Onconeu- ra</i>	7	1	4	0	3	4	13	11	15	14	1	1	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Diptera	Chironomidae	Chironominae		0	0	1	0	12	0	14	0	5	2	0	0	2	0	0	0	0	4		
Insecta	Diptera	Tipulidae			8	3	4	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Diptera	Tabanidae			1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Diptera	Empidae			0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Diptera	Limoniidae			0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Hemiptera	Hebridae			0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Hemiptera	Gerridae			0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Hemiptera	Pleidae			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0		
Insecta	Hemiptera	Noctonectidae			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0	2		
Insecta	Coleoptera	Hidrotillidae			0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0		
Insecta	Coleoptera	Halplidae			0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Coleoptera	Gyrinidae			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
Insecta	Coleoptera	Scirtidae			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2		
Insecta	Coleoptera	Staphylinidae			0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta	Coleoptera	Dytiscidae			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0		
Insecta	Odonata	Calopterygidae			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	4		
Insecta	Odonata	Libellulidae			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0		
Bivalvia	Unionida	Hyriidae			0	0	11	0	2	0	6	0	1	1	0	1	0	0	0	5	0	4		
Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae			0	0	9	0	7	0	4	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	4		
Hydrinea	Arhynchobdellida	Erpobdellidae		<i>Erpobdella</i>	0	0	9	0	6	1	19	1	0	0	7	3	0	4	10	5	14	1		
Hydrinea	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae			0	0	1	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	18	2	0	0		
Gasteropoda	Basommatophora	Planorbidae		<i>Planorbis</i>	0	0	0	0	2	0	5	0	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0		
Gastropoda	Basommatophora	Physidae		<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	7	0	0	0	6	0	142	1	4	0		
Turbellaria	Tricladia	Dugesidae		<i>Dugesia</i>	0	1	0	0	0	6	4	2	5	0	18	0	2	0	0	0	0	0		
Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae		<i>Gammarus</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	48	2	231	38	256	10	289	2	54	0		
Oligoqueta	Clitellata	Tubificidae			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19		
Número Total de Individuos por muestreo					210	216	144	38	128	42	232	32	525	44	285	68	273	16	494	13	86	7		

SE: Temporada seca, 22 y 23 de octubre de 2016. LL: Temporada lluviosa, 29 y 30 de julio de 2017.

Tabla 4. Sitios de muestreo, temporada, sustancias químicas, calidad del agua basada en el IBF y diversidad de macroinvertebrados, en el Río Teusacá.

Puntos de muestreo Altitud m s.n.m.	Temporada	Contaminantes presentes en el agua (mg/L)					Calidad del agua			Diversidad	
		Nitritos	Nitratos	Sulfatos	Fosfatos	COT	IBF	Clasificación del agua	Grado contaminación	H'	D <sub>Mg</sub>
2972	Seca	<0,1	0,46	2,01	2,06	4,13	4,79	Buena	Contaminación orgánica baja	1,99	1,87
2954	Seca	<0,1	0,59	4,23	2,27	7,10	5,65	Regular	Contaminación orgánica presente	2,15	3,02
2892	Seca	<0,1	0,59	4,02	2,27	7,80	5,59	Regular	Contaminación orgánica presente	2,24	2,89
2819	Seca	<0,1	0,89	5,01	2,27	6,13	5,67	Regular	Contaminación orgánica presente	2,22	3,12
2814	Seca	<0,1	0,72	6,84	3,62	6,72	5,30	Regular	Contaminación orgánica presente	1,39	2,08
2586	Seca	<0,1	0,93	6,42	3,19	11,22	5,90	Malsana	Alta contaminación orgánica	0,79	1,24
2584	Seca	0,15	1,52	8,43	3,98	12,99	5,96	Malsana	Alta contaminación orgánica	0,34	1,25
2580	Seca	0,05	1,90	8,85	4,97	14,76	6,29	Malsana	Alta contaminación orgánica	1,14	1,46
2577	Seca	0,1	2,55	9,03	10,87	17,12	5,99	Malsana	Alta contaminación orgánica	1,27	1,57
2552	Seca	0,2	1,86	9,45	27,81	20,67	7,44	Nociva	Contaminación orgánica fuerte	1,27	1,37
2972	Lluviosa	<0,1	0,06	3,66	3,71	2,95	4,84	Buena	Contaminación orgánica baja	1,18	1,49
2954	Lluviosa	<0,1	0,05	4,50	4,11	5,30	4,74	Buena	Contaminación orgánica baja	1,22	1,10
2892	Lluviosa	<0,1	0,05	4,29	5,68	10,04	5,62	Regular	Contaminación orgánica presente	1,69	1,61
2819	Lluviosa	<0,1	0,06	5,70	4,42	12,99	6,19	Malsana	Alta contaminación orgánica	1,66	1,73
2814	Lluviosa	<0,1	0,03	6,93	7,52	12,99	5,98	Malsana	Alta contaminación orgánica	1,48	1,59
2586	Lluviosa	<0,1	0,03	5,70	9,49	14,40	5,85	Malsana	Alta contaminación orgánica	1,44	1,90
2584	Lluviosa	<0,1	0,06	6,63	11,97	19,49	6,19	Malsana	Alta contaminación orgánica	0,99	1,08
2580	Lluviosa	<0,1	0,02	8,97	14,43	30,71	6,85	Nociva	Contaminación orgánica severa	1,73	2,34
2577	Lluviosa	<0,1	0,06	8,97	19,40	31,89	7,29	Nociva	Contaminación Orgánica severa	0,96	1,03
2552	Lluviosa	<0,1	0,09	9,78	20,23	34,84	9,00	Muy Nociva	Contaminación Orgánica severa	0,13	0,00
<b>Valor máximo aceptable mg/L (Resolución 2115 de 2007)</b>		<b>0,1</b>	<b>10</b>	<b>250</b>	<b>0,5</b>	<b>5,0</b>					

En cuanto al contenido de fosfatos desde el primer sitio (2.972m s.n.m.), las concentraciones observadas están por encima de los valores aceptados (MPS-MAVDT, 2007); este aspecto, probablemente, se debe a vertimientos residenciales con residuos de detergentes, que contienen fosfatos,

puesto que en la rivera de este sector del río existen varias residencias y descargas de residuos de fertilizantes, lo cual, es consistente con Figueroa *et al.* (2003), Bolaños-Alfaro *et al.* (2017) y Zhang *et al.* (2018), quienes afirman que la contaminación del agua con fosfatos, es consecuencia del



uso indiscriminado de fertilizantes agrícolas, que contienen fosfatos solubles en agua.

Los sulfatos y los nitratos, aunque presentaron valores por debajo de los aceptados por MPS-MAVDT (2007), registraron diferencias significativas en los dos sectores alto y bajo del río en las dos temporadas, mientras que el contenido de nitritos en los dos sectores del río, en las dos temporadas, indicó variación muy leve, con valores por debajo de los aceptados (MPS-MAVDT, 2007).

En cuanto a la correlación del IBF (para  $n=10$ ,  $\alpha=0,05$ ) con las demás variables, se encontró que, al finalizar la temporada seca, el IBF se correlacionó positivamente con las variables: COT, 77,8% ( $p=0,003$ ); fosfatos, 73,6% ( $p=0,005$ ); sulfatos, 77,8% ( $p=0,002$ ) y nitratos, 76,4% ( $p=0,003$ ), mientras que no tuvo correlación con  $D_{Mg}$  ( $p=0,37$ ) y  $H'$  ( $p=0,17$ ). Al finalizar la temporada lluviosa, el IBF tuvo correlación positiva con las variables: COT, 84,1% ( $p=0,001$ ); fosfatos, 76,4% ( $p=0,003$ ); sulfatos, 78,2% ( $p=0,003$ ); sin embargo, no tuvo correlación con nitratos ( $p=0,45$ ) ni con los índices de diversidad  $D_{Mg}$  ( $p=0,653$ ) y  $H'$  ( $p=0,53$ ). La correlación alta del IBF con los contaminantes es acorde con lo observado por Figueroa *et al.* (2003).

En el presente estudio, no se observó correlación del IBF con los índices de diversidad de macroinvertebrados en las dos temporadas seca y lluviosa en los dos sectores del río; este resultado sugiere que la diversidad de macroinvertebrados bentónicos no tiene relación directa con la calidad del agua y que pocas especies, con baja tolerancia, pueden ser indicadores de buena condición del agua; por el contrario, alta diversidad con valores de tolerancia medios y altos pueden ser indicadores de aguas malsanas. Al respecto, Prat *et al.* (2009) reportan que la utilización de los índices de Margalef, Shannon-Wiener y Pielou está condicionada, porque consideran únicamente la riqueza y la abundancia y no se tienen en cuenta los niveles de tolerancia o sensibilidad a la contaminación; además, los índices de diversidad pueden dar valores muy variables y, por lo tanto, no ofrecen garantías como bioindicadores de calidad del agua; de otra parte, Zhang *et al.* (2018) manifiestan que la diversidad de macroinvertebrados muestra tendencia decreciente con el aumento de la contaminación y alteraciones del hábitat acuático, lo cual, no se observó en este trabajo.

La calidad del agua en el sector alto del río estuvo entre buena y regular, con valores de IBF, entre 4,79 y 5,62, en las dos temporadas, excepto en la temporada lluviosa, en los puntos de muestreo 4 y 5, en donde el valor de IBF indicó agua malsana, mientras que en el sector bajo del río, el valor del IBF estuvo entre 5,90 y 9,0, caracterizando aguas malsanas, nocivas y muy nocivas. Estos resultados son consistentes con Hilsenhoff (1988), Mandaville (2002), Figueroa *et al.* (2003)

y Carter *et al.* (2017), quienes manifiestan que valores bajos de IBF en las partes altas de los ríos caracterizan aguas con bajo contenido de contaminantes, mientras que valores altos de IBF caracterizan aguas altamente contaminadas, en sitios con altitudes medias y bajas. Al respecto, se sugiere complementar la aplicación de IBF, con otras variables físico-químicas, para correlacionar el IBF frente a otros tipos de contaminantes en los ríos.

**Agradecimientos:** A la Universidad Santo Tomás, por la financiación del proyecto "Análisis de presencia y distribución de macroinvertebrados bentónicos, indicadores de calidad de agua en ambientes fluviales, Código SIGI 166803". Al Profesor Andrés Uribe, por la elaboración del mapa de ubicación del estudio. Al Laboratorio Dr. Calderón, por el análisis químico del agua. **Conflictos de intereses:** El manuscrito fue preparado y revisado con la participación de todos los autores, quienes declaramos que no existe conflicto de intereses que ponga en riesgo la validez de los resultados presentados.

## REFERENCIAS

1. ARMITAGE, P.D.; MOSS, D.; WRIGHT, J.F.; FURSE, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res. (USA)*. 17(3):333-347. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90188-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4).
2. BECK, M.W.; HATCH, L.K. 2009. A review of research on the development of lake indices of biotic integrity. *Environ. Rev. (Canadá)*. 17:21-44.
3. BOLAÑOS-ALFARO, J.; CORDERO-CASTRO, G.; SEGURA-ARAYA, G. 2017. Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Tecnol Marcha (Costa Rica)*. 30(4): 15-27. <https://doi.org/10.18845/tm.v30i4.3408>.
4. CARTER, J.L.; RESH, V.H.; HANNAFORD, M.J.; MYERS, M.J. 2017. Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality. Chapter 38. In: Lamberti, G.A.; Hauer, F.R.(eds). *Methods in Stream Ecology (Third Edition)*. Academic Press, Elsevier. p.293-318.
5. CORTES, R.M.V.; HUGHES, S.J.; RODRIGUES, V.; VARANDAS, S. 2013. Tools for bioindicator assessment in rivers: The importance of spatial scale, land use patterns and biotic integration. *Ecol. Indic. (USA)*. 34:460-477. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.004>.

6. DALU, T.; WASSERMAN, R.J.; TONKIN, J.D.; MWEDZI, T.; MAGORO, M.L.; WEYL, O.L.F. 2017. Water or sediment? Partitioning the role of water column and sediment chemistry as drivers of macroinvertebrate communities in an austral South African stream. *Sci. Total Environ.* (Holanda). 607-608:317-325. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.267>.
7. DRAKE, M.T.; VALLEY, R.D. 2005. Validation and application of a fish based index of biotic integrity for small central Minnesota lakes. *North Am. J. Fish Manag.* (USA). 25:1095-1111. <https://doi.org/10.1577/M04-128.1>.
8. FIERRO, P.; BERTRÁN, C.; MERCADO, M.; PEÑA-CORTES, F.; TAPIA, J.; HAUENSTEIN, E.; VARGAS-CHACOFF, L. 2012. Benthic macroinvertebrate assemblages as indicators of water quality applying a modified biotic index in a spatio-seasonal context in a coastal basin of Southern Chile. *Rev. Biol. Marina Oceanogr.* (Chile). 47(1):23-33. <http://doi.org/10.4067/S0718-19572012000100003>.
9. FIGUEROA, R.; PALMA, A.; RUIZ, V.; NIELL, X. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Rev. Chilena Historia Natural.* 80:225-242. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2007000200008>.
10. FIGUEROA, R.; VALDOVINOS, C.; ARAYA, E.; PARRA, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Rev. Chilena Historia Natual* 76: 275-285. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2003000200012>.
11. GALEANO-RENDÓN, E.; MONSALVE-CORTES, L.M.; MANCERA-RODRÍGUEZ, N.J. 2017. Evaluación de la calidad ecológica de quebradas andinas en la cuenca del río Magdalena, Colombia. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.* (Colombia). 20(2):413-424.
12. HILSENHOFF, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *J. North Am. Benthol. Soc* (USA). 7(1):65-68. <http://doi.org/10.2307/1467832>.
13. JACKSON, J.K.; FÜREDER, L. 2006. Long-term studies of freshwater macroinvertebrates: a review of the frequency, duration and ecological significance. *Freshwater Biology* (USA). 51: 591-603. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01503.x>.
14. LUNDE, K.B.; RESH, V.H. 2012. Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. *Environ. Monit. Assess* (Holanda). 184:3653-3674. <http://doi.org/10.1007/s10661-011-2214-4>.
15. MAGURRAN, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity.* Blackwell Science Ltda. Malden, MA, USA. 257 pp.
16. MANDAVILLE, S.M. 2002. *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols.* (Project H-1) Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. 128p.
17. MPS-MAVDT. 2007. Resolución número 2115 del 22 de junio de 2007. Ministerio de la Protección Social- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá. 23p.
18. ORDÓÑEZ-DÍAZ, M.C.; BRAVO-REALPE, I.; FIGUEROA-CASAS, A. 2014. Flujo de Carbono Orgánico Total (COT) en una Cuenca Andina: caso subcuenca Río Las Piedras. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín* (Colombia). 13(24):29-42.
19. OSCOZ, J.; GALICIA, D.; MIRANDA, R. 2011. Clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro. Edita Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza, España. 68p.
20. PRAT, N.; ACOSTA, R.; VILLAMARIN, CH.; RIERADEVALL, M. 2012. Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú. Edita Proyecto de Investigación CERA, FUCORA y BIQUIRA, Universidad de Barcelona, España.
21. PRAT, N.; RÍOS, B.; ACOSTA, R.; RIERADEVALL, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E.; Fernández, H. (eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos.* Sistemática y Biología. Fundación Miguel Lillo, Tucuman, Argentina. p.631-656.
22. REHN, A.C.; ODE, P.R.; HAWKINS, C.P. 2007. Comparisons of targeted riffle and reach wide benthic macroinvertebrate samples: implications for data sharing instream condition assessments. *J. North Am. Benthol. Soc.* 26:332-348. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[332:COTARB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[332:COTARB]2.0.CO;2).
23. RÍOS, B.; ACOSTA, R.; PRAT, N. 2014. The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Rev. Biol. Trop.* (Costa Rica). 62(Suppl. 2): 249-273.

24. ROLDÁN-PÉREZ, G. 2003. La bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. 170p.
25. ROLDAN-PÉREZ, G. 2012. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad de agua. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca CAR 148p.
26. ROLDAN-PÉREZ, G. 2016. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Rev. Acad. Col. Cienc. Ex. Fis. Nat.* 40(155):254-274. <http://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.335>.
27. ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. 1993. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M.; Resh, V.H., (eds.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, Chapman/Hall, New York. p.1-9.
28. SINGH, P.K.; SAXENA, S. 2018. Towards developing a river health index. *Ecol. Indic. (USA)*. 85:999-1011. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.059>.
29. STODDARD, J.L.; HERLIHY, A.T.; PECK, D.V.; HUGHES, R.M.; WHITTIER, T.R.; TARQUINIO, E. 2008. A process for creating multimetric indices for large scale aquatic surveys. *J. North Am. Benthol. Soc.* 27:878-891. <http://doi.org/10.1899/08-053.1>.
30. TENJO-MORALES, A.I.; CÁRDENAS-CASTRO, E. 2015. Importancia y utilidad de los bioindicadores acuáticos. *Biodiversidad Colombia*. 5: 39-40.
31. WEISBERG, S.B.; RANASINGHE, J.A.; DAUER, D.M.; SCHAFFNER, L.C.; DIAZ, R.J.; FRITHSEN, J.B. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries Coast (USA)*. 20(1):149-158.
32. ZAMORA, H. 2000. Adaptación del índice BMWP para la evaluación biológica de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia. *Unicauca Ciencia (Colombia)*. 4:47-59.
33. ZAMORA, H.; SARRIA, H. 2001. Calidad biológica de dos ecosistemas lóticos afectados por aguas residuales de rallanderías de yuca mediante la utilización de sus macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores, comparando además la aplicación de los índices de Shannon-Weaver y BMWP. *Unicauca Ciencia*. 6:21-42.
34. ZHANG, M.; MUÑOZ-MAS, R.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; QU, X.; ZHANG, H.; PENG, W.; LIU, X. 2018. Determining the macroinvertebrate community indicators and relevant environmental predictors of the Hun-Tai River Basin (Northeast China): A study based on community patterning. *Sci. Total Environ (Holanda)*. 634:749-759. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.021>.

Recibido: Mayo 28 de 2018

Aceptado: Octubre 19 de 2018

#### Cómo citar:

Cárdenas-Castro, E.; Lugo-Vargas, L.; González-Acosta, J.A.; Tenjo-Morales, A.I. 2018. Aplicación del índice biótico de familias de macroinvertebrados para la caracterización del agua del Río Teusacá, afluente del Río Bogotá. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.* 21(2): 587-597. <https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n2.2018.1004>