

Evaluación de la calidad del agua de un río tropical usando índices bióticos, fisicoquímicos y de diversidad

Water quality assessment of a tropical stream using biotic, physicochemical and diversity indices

Duberly Mosquera-Restrepo¹, Enrique Peña-Salamanca.¹

¹ Grupo de Investigación en Biología de Plantas y Microorganismos (BPM) – Universidad del Valle, Colombia;

Recibido: Marzo 10 de 2021

Aceptado: Julio 25 de 2021

*Correspondencia del autor: Duberly Mosquera-Restrepo

E-mail: duberlymosquera@unicauca.edu.co

<https://doi.org/10.47499/revistaaccb.v1i33.220>

Resumen

Introducción: Los ríos andinos en Colombia están fuertemente influenciados por diferentes actividades antrópicas. Los macroinvertebrados han sido utilizados para evaluar la calidad del agua en estos ecosistemas. **Objetivo:** Este estudio analizó el comportamiento de diferentes índices basados en macroinvertebrados para evaluar la calidad del agua del tramo medio-bajo del río Jordán en Jamundí (Colombia). **Materiales y métodos:** Se ubicaron tres estaciones de muestreo: E1 (1173 m.s.n.m.), E2 (1069 m.s.n.m.) y E3 (1019 m.s.n.m.). Se colectaron individuos en grava, bolos y macrófitas (n=15) y se midieron las concentraciones de variables fisicoquímicas y microbiológicas (n=15). Se evaluaron los índices de calidad de agua ICA-NSF y bióticos (BMWP/Univalle, ASPT y EPT) y los índices de Shannon-Weaver, Margalef y Simpson. Se realizó una correlación de Spearman entre las matrices de similitud biótica y ambiental. **Resultados:** El ICA-NSF presentó variaciones espacio temporales no significativas entre las estaciones de muestreo, con calidades de agua entre “regular” y “excelente”. Los índices de diversidad mostraron que la equidad y riqueza son mayores en la estación E1. El BMWP/Univalle evidenció la influencia de las diferentes actividades sobre la subcuenca del río Jordán, clasificando la estación E1 como “Buena”, E2 “Aceptable” y E3 “Dudosa”. Las variables que mejor explicaron el patrón de diversidad fueron las asociadas a la contaminación orgánica (DBO5 y Coliformes totales). **Conclusiones:** Integralmente, los índices muestran que la mejor calidad del agua se presenta en la estación E1 donde la influencia de las actividades antrópicas es menor.

Palabras clave: Macroinvertebrados; BMWP/Univalle; Spearman; Simpson; Jamundí; Jordán (*MeSH*).

Abstract

Introduction: Andean rivers in Colombia are heavily influenced along the drainage basin by various human activities. Aquatic macroinvertebrates have been used in different water environments to assess water quality in rivers. **Objective:** This study analyzed the behavior of different biotic indices to assess water quality of the lower middle section of the Jordan River in the department of Valle del Cauca, Colombia. **Materials and methods:** Sampling sites were situated at different altitudes as well with different anthropogenic influences. Physicochemical and microbiological parameters ($n = 15$) were measured, simultaneously with biological variables. Individuals were collected in gravel, pebbles and macrophytes ($n = 15$) using Surber nets (0.36 m^2 , $500 \mu\text{m}$) a screen net (1.6 m^2 , $350 \mu\text{m}$) and a D-net (0.9 m^2 , $500 \mu\text{m}$). The water quality index (NSF ICA), biotic indices BMWP/Univalle, ASPT, EPT, and the Shannon-Weaver Equity index, Margalef Diversity index and Simpson's dominance index were evaluated to determine the macroinvertebrate assemblage through sampling sites. Spearman correlation between matrices of biotic and environmental similarity, using PRIMER® software was used to determine relationship between physicochemical variables and biodiversity. **Results:** The water quality index ICA-NSF showed spatio-temporal variations with water qualities between "regular" and "excellent". Diversity indices showed that equity and wealth are greater at site E1, where the influence of pollution is low. Biotic indices behaved variably, BMWP/Univalle index reflected more adequately the influence of human activities of the Jordan River sub-basin. **Conclusions:** The variables that best explained the pattern of diversity were those associated with organic pollution (BOD5 and total coliforms).

Keywords: Macroinvertebrates; BMWP/Univalle; Spearman; Simpson; Jamundi; Jordan (*MeSH*).

Introducción

Los métodos de evaluación biológica más útiles para el monitoreo de aguas continentales están basados en macroinvertebrados bentónicos (1) y en las algas del perifiton (2), siendo los insectos el grupo más estudiado (3). Los macroinvertebrados bentónicos han sido usados en muchos países, como indicadores biológicos, para la evaluación de la calidad del agua en ríos y corrientes (4; 5; 6), constituyéndose una estrategia importante en programas de monitoreo y gestión ambiental por permitir que un número elevado de técnicas de información sea convertido en un concepto de calidad de fácil comprensión. Típicamente un número, un símbolo, un color o una descripción verbal son utilizados para describir una categoría de calidad (7; 8).

El uso de macroinvertebrados acuáticos en biomonitoreo arroja diferentes ventajas: 1) son de tamaño relativamente grande, 2) son fáciles de muestrear, 3) son relativamente fáciles de identificar (al menos a nivel de Familia), 4) no se requiere de equipos costosos, 5) poseen ciclos biológicos largos lo que permite detectar alteraciones ocurridas en tiempo pasado, 6) los organismos estenotópicos reflejan las alteraciones en corto tiempo, 7) existe una alta diversidad en el neotrópico, lo que ofrece un amplio espectro de respuestas ambientales, 8) presentan amplia distribución, 9) reflejan condi-

ciones locales debido a que la mayoría son sedentarios (facilita análisis espacial de los efectos de la contaminación y 10) se pueden cultivar en laboratorio para evaluar respuestas a contaminantes mediante bioensayos (9; 10).

Uno de los enfoques metodológicos usados para evaluar la calidad de los ambientes acuáticos se basa en la tolerancia de diferentes grupos taxonómicos de macroinvertebrados a la contaminación. Kollwitz & Marsson (11) formularon un sistema de saprobios, mediante el cual lograron establecer listas de organismos indicadores de diversas calidades de agua (12). El sistema de bioindicación BMWP (Biomonitoring Working Party Score) desarrollado en Europa (13) es de uso generalizado en diferentes países, incluyendo Colombia (14). Otro enfoque metodológico usado para evaluar la calidad del agua usando macroinvertebrados acuáticos, está basado en la diversidad de estos en el ecosistema, donde se asume que la diversidad disminuye en ecosistemas alterados (15; 16).

La subcuenca del río Jordán presenta diferentes actividades que deterioran la calidad de sus aguas naturales como la minería (explotación de bauxita y carbón principalmente), agricultura, derivación de agua para consumo humano (bocatoma de la planta de tratamien-

to de agua potable), vertimiento de aguas residuales) y la presencia de asentamientos humanos sin sistemas de tratamiento de residuos sólidos y líquidos. Estas actividades tensionan el río Jordán disminuyendo su caudal y aumentando la concentración de metales (óxidos de hierro y aluminio), nutrientes y materia orgánica (17; 18; 19). Sin embargo, no existen estudios que relacionen la calidad fisicoquímica con la calidad biológica del agua del río Jordán.

El objetivo de este estudio fue evaluar la calidad del agua del tramo bajo del río Jordán, a partir del uso de comunidades de macroinvertebrados (índices bióticos y de diversidad) e índices fisicoquímicos, como un caso de ríos tropicales de montaña.

Materiales y métodos

Área de estudio.

El río Jordán está ubicado en el municipio de Jamundí, departamento del Valle del Cauca, en el suroccidente de Colombia (Figura 1). Transcurre desde los 2100 m de altura en su nacimiento en el Parque Nacional Natural Farallones de Cali, hasta los 1000 m en su desembocadura al río Jamundí y tiene una longitud de 11,61 km.

El material parental y geológico de la subcuenca del río Jordán corresponde a materiales transportados y deposi-

tados por la corriente de los ríos (17). El comportamiento del caudal medio mensual para el río Jordán muestra que los períodos con caudales bajos corresponden a los meses de enero — marzo y julio — septiembre. Mientras que los períodos con caudales altos comprenden los meses de abril — junio y octubre — diciembre.

En la parte media y baja del río Jordán se presentan actividades de minería como explotación antitécnica del material bauxítico, carbón y agregados pétreos (Funvivi, 2008). También se presentan tensores como agricultura, ganadería, actividades recreativas, asentamientos subnormales (Funvivi, 2008; Alcaldía de Jamundí, 2007) y captaciones de agua para potabilización. Según las concesiones de agua otorgadas, la demanda de consumo para la subcuenca del río Jordán es de 383,1 L s⁻¹. (CVC, et al., 2007).

El tramo de río estudiado es de aproximadamente 5.650 m, iniciando en la cabecera del corregimiento de La Estrella y finalizando en la desembocadura del río Jordán al río Jamundí. Los muestreos se realizaron en tres estaciones (**Tabla 1**) teniendo en cuenta la bocatoma de la planta de tratamiento de agua potable (PTAP) (Figura 1) y otros elementos de tensión como la minería y vertimientos domésticos en el corregimiento de La Estrella.

Tabla 1. Descripción de estaciones de muestreo

Estación	Sitio	Coordenadas		Altura (m s.n.m.)	Ancho del banco (m)
		Norte	Oeste		
E1	Vereda La Estrella	03°16'18,5"	076°36'56,0"	1202	12
E2	Antes bocatoma PTAP	03°14'45,5"	076°36'02,7"	1069	15
E3	Después bocatoma PTAP	03°14'40,9"	076°35'02,9"	1019	18

1. Índices fisicoquímicos

Se empleó la base metodológica para la toma y conservación de muestras de agua que se recopila en los Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas: Standard Methods APHA-AWWA-WPCF, sección 1060 B y C (20). También se usó como guía para la toma de muestras y la determinación de algunas variables en laboratorio, las recomendaciones resumidas en los Protocolos Rápidos de la Evaluación de la Calidad Ecológica (GUADALMED – PRECE) (21).

Se muestrearon quincenalmente en un ciclo anual, abarcando el patrón bimodal de lluvias para la zona, las

siguientes variables fisicoquímicas y microbiológicas: Temperatura (expresada como la desviación de la temperatura de equilibrio en °C, es decir, la diferencia entre la temperatura ambiente y la temperatura del agua), pH, turbiedad (FAU), demanda bioquímica de oxígeno (mg L⁻¹), saturación del oxígeno disuelto (%), concentración de oxígeno (mg L⁻¹), sólidos disueltos totales (mg L⁻¹), conductividad eléctrica (μs cm⁻¹), fosfatos (mg L⁻¹), nitratos (mg L⁻¹), coliformes fecales y totales (NMP 100 mL⁻¹).

Para la evaluación de la calidad de agua natural se calculó el índice de calidad de agua ICA-NSF (22), el cual

agrupa temperatura (expresada como la desviación de la temperatura de equilibrio en °C, es decir, la diferencia entre la temperatura ambiente y la temperatura del agua), pH, turbiedad (F.A.U.), demanda bioquímica de oxígeno (mg L⁻¹), porcentaje de saturación del oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales (mg L⁻¹), fósforo total (mg L⁻¹), nitratos (mg L⁻¹) y coliformes fecales (NMP 100 mL⁻¹). El índice varía entre 0 y 100 y establece 5 categorías de calidad de agua.

Se realizó un análisis estadístico descriptivo de la variación espacial y temporal de los ICA-NSF y se representó usando barras de error (23).

Índices bióticos y de diversidad. Se muestrearon macroinvertebrados acuáticos cada 45 días en todas las estaciones durante un ciclo anual. En cada estación de

muestreo se seleccionaron diferentes unidades de muestreo (UM). Cada UM representó los mesohabitats fluviales de los macroinvertebrados acuáticos (Tabla 2). Para la selección de los mesohabitats se siguieron las recomendaciones de Jáimez, et al., (21) y se caracterizaron teniendo en cuenta el tipo de sustrato (24), la velocidad de la corriente (25) y la presencia de materia orgánica en partículas gruesas y finas.

La recolección y procesamiento de muestras de macroinvertebrados acuáticos se realizó siguiendo las sugerencias de Roldán (14) y Barbour, et al. (5). Se usaron redes surber, tipo D y de Pantalla (Tabla 2). Para obtener datos cuantitativos usando la red de pantalla se usó un cuadrante de 1 m², el lavado del sustrato dentro del área demarcada se realizó durante 10 min. Con una red D de 30 cm de base se recorrió una distancia de 3 m en la margen del río.

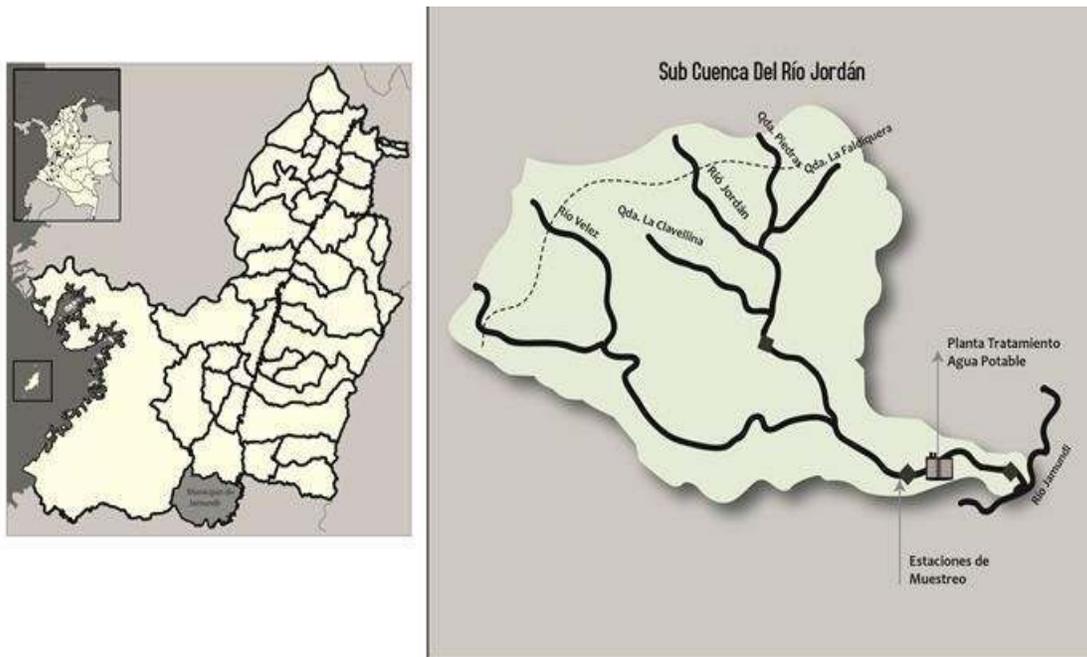


Figura 1. Subcuenca del río Jordán. a) Ubicación del municipio de Jamundí en el Valle del Cauca (gris oscuro). b) Subcuenca del río Jordán mostrando estaciones de muestreo (rombos grises). La línea punteada representa el límite del Parque Nacional Natural Farallones de Cali.

Tabla 2. Mesohabitats y métodos de muestreo de macroinvertebrados

Estación	M	Características	Método	Área (m ²)	Malla (µm)
	1	Margen derecha con moderada presencia de macrófitas, Velocidad de corriente: Moderada	Red D	0,9	500
1. Vereda La Estrella	2	Roca grande (Bolos), Arrastre de Materia Orgánica en Partículas Gruesa (MOPG), Velocidad de corriente: Muy Rápida	Red de Pantalla	1	350
	3	Grava, moderada MOPG, poca Materia Orgánica en Partículas Finas (MOPF), Velocidad de corriente: Rápida	Red Surber	0,9	500

2. Antes de la bocatoma PTAP	1	Margen derecha profunda (Presencia moderada de macrófitas), poca MOPF, Velocidad de corriente moderada	Red D	0,9	500
	2	Roca y Grava, Poca MOPF, Velocidad de corriente: Rápida	Red de Pantalla	1	350
	3	Grava, Poca MOPG, Velocidad Corriente: Moderada	Red Surber	0,9	500
3. Después de la bocatoma PTAP	1	Margen derecha limo-arcillosa (ausencia de macrófitas), Velocidad de corriente moderada	Red D	0,9	500
	2	Roca y Grava, Poca MOPF, Velocidad de corriente moderada	Red de Pantalla	1	350
	3	Arena y Grava, Poca MOPG, Velocidad Corriente: Baja	Red Surber	0,9	500

Los individuos se separaron en campo con pinces y se transportaron en frascos plásticos con alcohol al 75%. El sedimento atrapado en las redes se lavó en un juego de tamices Endecotts de 500 µm a 2 mm.

Para la identificación taxonómica se usaron las claves de Machado (26), De Castellanos (27), Muñoz (28), Chacón & Segnini (29), Posada & Roldán (30), Domínguez, et al. (31), Silva et al., (32), Merrit, et al. (33) y Domínguez & Fernández (34). La observación de los individuos se realizó con un estereoscopio Nikon SMZ645 con cámara fotográfica. Finalmente, los organismos fueron preservados en alcohol al 75%.

Se calcularon los índices bióticos BMWP usando los valores de bioindicación para el suroccidente colombiano (35) denominado BMWP/Univalle y las clases de calidad de agua de Zamora (36), el índice ASPT (Average Score Per Taxa) y el índice el índice EPT (5, 37-39). El BMWP/Univalle está basado en la ordenación y ponderación de las familias de macroinvertebrados acuáticos presentes en el agua según su tolerancia a la contaminación orgánica. Estos índices consisten en identificar los organismos recolectados a nivel de fami-

lia, las cuales poseen una puntuación de 1 a 10 según el grado de tolerancia a la contaminación. A mayor sensibilidad a la contaminación, mayor puntaje. El valor del índice se obtiene de la sumatoria de los puntajes de cada familia de macroinvertebrados acuáticos. Debido a la variación entre los valores del BMWP/Univalle por factores como variaciones climáticas (38) y las características del hábitat, se calculó El índice tome valores cercanos a 10 para tramos de buena calidad de agua, y se calcula de la siguiente forma: Donde N es el número total de familias usadas en el cálculo del valor total del BMWP. El índice ASPT evalúa el valor medio de tolerancia a la contaminación de los organismos (40):

$$ASPT = BMWP/N$$

El índice EPT evalúa la proporción de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera respecto a las demás familias de una estación de monitoreo. Valores cercanos a 100% indican calidades de agua muy limpias. La **Tabla 3** relaciona las clases de calidad ambiental de los índices bióticos con los respectivos rangos de valores y colores para la elaboración de mapas de calidad de agua.

Tabla 3. Rango de valores, clases, categorías de calidad y clasificación cualitativa de los índices bióticos (BMWP-Univalle, ASPT y EPT).

Clase	Categoría de Calidad	Clasificación cualitativa	Color	BMWP Univalle	ASPT	EPT
I	Muy Buena	Aguas muy limpias	Azul	>120	> 9 - 10	91 - 100
II	Buena	Aguas no contaminadas o alteradas de modo sensible	Azul claro	101-120	> 8 - 9	81 - 90

III	Aceptable	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Verde	61–100	> 6,5 - 8	66 - 80
IV	Dudosa	Aguas contaminadas	Amarillo	36 – 60	> 4,5 – 6,5	46 - 65
V	Crítica	Aguas muy contaminadas	Naranja	16 – 35	> 3 – 4,5	31 - 45
VI	Muy crítica	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo	< 15	1 – 3	< 30

BMWP: Biomonitoring Working Party score, **ASPT:** Average Score Per Taxa, **EPT:** Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera

Adicionalmente, se calcularon los índices de equidad de Shannon-Weaver (H'), riqueza de Margalef (DMg) y dominancia (expresada como 1 menos el índice de Simpson) siguiendo los procedimientos de Villareal, et al. (41), Moreno (42) y Reid, et al. (43). Los índices fueron calculados usando la aplicación Past 2.16 (44).

Análisis estadístico

Para evaluar el grado de relación entre las variables ambientales (físicoquímicas y microbiológicas de calidad del agua) y biológicas (abundancia de macroinvertebrados acuáticos), se usó el procedimiento Bio-Env del programa PRIMER® (45). El pretratamiento de los datos incluyó la eliminación la remoción de los taxa con menos del 5% de representatividad y la transformación de las matrices biótica y ambiental con la función $\log_{10}(X+1)$. Dado que las variables ambientales no son equiparables, se realizó una estandarización de los datos (46). Posteriormente se construyeron las matrices de similitud entre muestras, usando el coeficiente Bray Curtis para los datos biológicos y la distancia Euclidean para los datos ambientales. Este procedimiento cuantifica el grado de asociación entre las matrices de similitud biótica y ambiental a partir de un análisis de correlación de Spearman (ρ) (47).

Resultados

Índice de calidad de agua ICA-NSF.

En todas las estaciones el valor promedio del ICA-NSF estuvo en la categoría de buena calidad de agua con valores superiores a 70, los coeficientes de variación fueron menores a 12,33%. Las estaciones mostraron valores mínimos en la categoría de calidad de agua regular, donde la E3 (Después Bocatoma) presentó un valor de 59 (Figura 2).

Índices de diversidad.

Se presentó disminución en la riqueza de taxa a través del gradiente de altura y del aumento de las fuentes de tensión de la cuenca en la estación E1 (La Estrella) el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos estuvo compuesto por 8 órdenes, 18 familias, 23 taxa y 356 individuos. La estación E2 (Antes Bocatoma) presentó 8 órdenes, 14 familias y 17 taxa. Mientras que la estación E3 (Después Bocatoma) estuvo compuesta por 7 órdenes, 11 familias y 14 taxa.

La composición del ensamblaje entre las tres estaciones de muestreo comprende 9 órdenes, 23 familias y 31 taxones. El género más abundante entre todos los sitios de muestreo fue *Rhagovelia*, seguido por géneros sensibles a la contaminación como *Leptonema* y *Anacro-neuria*. La familia Elmidae fue la mejor representada con 5 géneros, siendo *Cylloepus* y *Heterelmis* los más abundantes (Tabla 4).

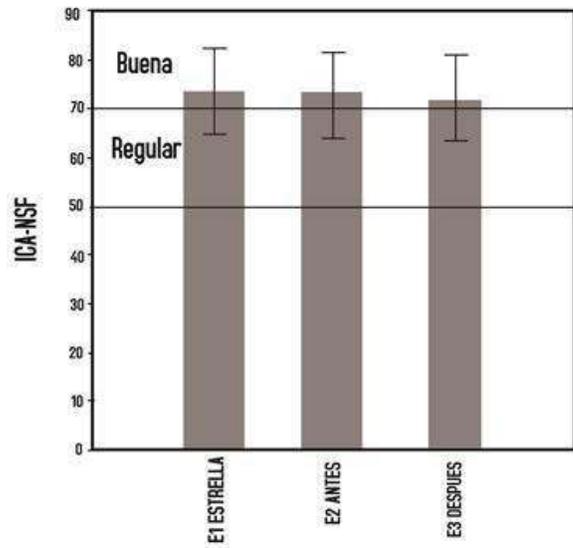


Figura 2. Variación espacial del ICA-NSF en la subcuenca del río Jordán. Se muestra la desviación estándar de los 12 eventos de muestreo en cada estación.

Tabla 4. Listado de taxa y abundancia de macroinvertebrados acuáticos del tramo medio – bajo del río Jordán.

Taxón	Estaciones de muestreo		
	<i>E1. Vereda La Estrella</i>	<i>E2. Antes de la bocatoma PTAP</i>	<i>E3. Después de la bocatoma PTAP</i>
<i>Acanthagrion</i>	1	1	0
<i>Anacroneuria</i>	9	6	4
<i>Anchytarsus</i>	4	3	0
<i>Atanatolica</i>	5	6	1
<i>Atopsyche</i>	0	2	0
<i>Baetodes</i>	5	0	0
<i>Camelobaetidius</i>	4	0	0
<i>Ceratopogonidae</i>	0	1	0
<i>Corydalus</i>	4	0	0
<i>Corixidae</i>	0	0	1
<i>Cylloepus</i>	2	17	6
<i>Ephemeroptera 1</i>	0	0	1
<i>Hexanchorus</i>	1	0	0
<i>Heterelmis</i>	19	2	1
<i>Libellulinae</i>	3	0	2
<i>Leptonema</i>	18	3	1
<i>Leptohyphes</i>	15	0	0
<i>Limnocois</i>	3	0	0
<i>Macrelmis</i>	2	8	1
<i>Nanomis</i>	1	0	0
<i>Phanocerus</i>	0	0	1
<i>Phyllogomphoides</i>	1	2	0
<i>Planariidae</i>	0	1	0
<i>Psephenops</i>	3	0	0

<i>Rhagovelia</i>	2	137	9
<i>Simulium</i>	4	1	0
<i>Smicridea</i>	0	7	0
<i>Tanypodinae</i>	4	3	1
<i>Thraulodes</i>	11	2	2
<i>Tipula</i>	1	0	0
<i>Xiphocentron</i>	0	0	1

Los índices de diversidad mostraron una alta variación temporal, especialmente en las estaciones E2 y E3. La estación E1 mostró el menor promedio de Dominancia (0,13) y los valores promedio más altos de riqueza de Margalef (5,55) y equidad de Shannon-Weaver (2,15). La estación menos diversa fue E3, con valores promedio más altos de dominancia (0,52) y menores de riqueza de Margalef (3,41) y equidad de Shannon-Weaver (1,01) (Figura 3).

El índice de dominancia fue el que mostró mayor variabilidad, principalmente en la estación E2 (Figura 3c).

Índices bióticos.

La **Tabla 5** muestra los valores obtenidos de los diferentes índices bióticos para cada una de las estaciones de muestreo. La estación E1 (La Estrella) mostró la mejor calidad de agua según los 3 índices bióticos evaluados. El índice BMWP-Univalle evaluó diferentes calidades de agua, clasificando las aguas del sector de La Estrella (E1) como aguas no alteradas de modo sensible. Esta calidad disminuyó en la E2 (Antes Bocatoma) y finalmente la estación E3 (Después Bocatoma) con aguas de calidad dudosa. Por otro lado, el índice ASPT tomó valores similares en todas las estaciones, clasificándolas como aguas de calidad aceptable. En cuanto al índice EPT, mostró aguas fuertemente contaminadas en las estaciones E2 (Antes Bocatoma) y E3 (Después Bocatoma).

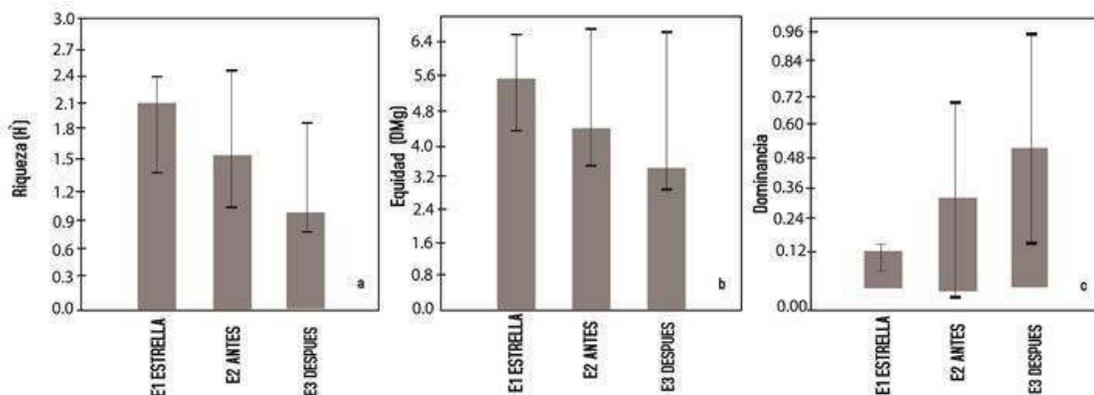


Figura 3. Variación espacial de los índices de diversidad en el río Jordán. a) Riqueza de Margalef. b) Equidad. c) Dominancia. Las barras muestran la media con la desviación estándar de los 5 eventos de muestreo en cada estación.

Tabla 5. Valores, clases, categorías de calidad y clasificación cualitativa de los índices bióticos en el tramo medio-bajo del río Jordán.

Estación	Evaluación	BMWP - Univalle	ASPT	EPT
E1	Valor	102	7,3	57,1
	Clase	II	III	IV
	Calidad	Buena	Aceptable	Dudosa
	Clasificación	Aguas no contaminadas o alteradas de modo sensible	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Aguas contaminadas
	Color			

E2	Valor	71	7,1	13,1
	Clase	III	III	VI
	Calidad	Aceptable	Aceptable	Muy Crítica
	Clasificación	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Aguas fuertemente contaminadas
	Color			
E3	Valor	36	7,2	23,1
	Clase	IV	III	VI
	Calidad	Dudosa	Aceptable	Muy Crítica
	Clasificación	Aguas contaminadas	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Aguas fuertemente contaminadas
	Color			

BMWP: Biomonitoring Working Party score, **ASPT:** Average Score Per Taxa, **EPT:** Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera

Correlación del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos con las variables fisicoquímicas y microbiológicas. La tabla 6 muestra que la variable que mejor explica el patrón de diversidad encontrado es la DBO₅. En términos generales, las variables asociadas a la de-

gradación de la materia orgánica mostraron las mejores correlaciones con el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos. Sin embargo, estas correlaciones no fueron fuertes (ρ entre 0,165 y 0,241 según los mejores 10 resultados).

Tabla 6. Análisis de correlación de Spearman (r). Se presentan los resultados con valores más altos de correlación

Variables	Correlación (r)
DBO5	0.241
Coliformes Totales - DBO5	0.202
DBO5- Nitratos - Turbiedad	0.195
DBO5- Nitratos	0.192
Conductividad - DBO5	0.187
Coliformes Fecales. - DBO5- Nitratos - Turbiedad	0.185
Conductividad - DBO5 - SDT	0.182
DBO5 - SDT	0.174
Coliformes Totales - DBO5 - Nitratos - Turbiedad	0.17
Coliformes Totales - DBO5 - Turbiedad	0.165

Discusión

Los resultados obtenidos con el Índice ICA-NSF mostraron una calidad de agua aceptable para el tramo del río estudiado, a excepción de la estación E3 donde se presentaron los valores más bajos del índice. Este hecho está en relación con la presencia de actividades de minería como explotación anti técnica del material bauxítico, carbón y agregados pétreos en la parte baja del río (19). De igual manera, se ha evidenciado tensores como agricultura, ganadería, actividades recreativas y asentamientos subnormales (17).

Una de las propiedades comunes de ríos altoandinos en

el territorio nacional, está asociada con deterioro paulatino de la calidad de agua en los tramos de la cuenca media y baja del río, especialmente al llegar a los centros urbanos. Particularmente en la región suroccidental, esta evidencia ha sido reportada por Mosquera, et al. (48) en la cuenca del río Cali (Departamento del Valle del Cauca), donde se observó una calidad de agua regular según el ICA-NSF a alturas entre los 1.000 y 1.200 m.s.n.m. En la cuenca del río Prado, las corrientes ubicadas en este mismo rango de altura presentaron calidades de agua entre buena y excelente (49). En el río Coello, Arias, et al. (50) registraron calidades de

agua regular en tramos con descargas de aguas residuales. En corrientes de mayor altura (entre 1.900 y 2.800 m.s.n.m.) como la cuenca del río Negro, el ICA presentó valores promedio de 61.27 (Calidad regular;) (51). Para el caso de ríos más grandes en la zona plana como el Cauca, el ICA presentaron calidades de agua entre regular y mala (52).

En otras latitudes, como la cuenca hidrográfica del río Pardo en la región central del Estado do Rio Grande do Sul en Brasil, una adaptación del ICA a esa región mostró calidades entre regular y buena debido a la influencia de las lluvias y la tendencia del deterioro de la calidad del agua en cursos inferiores (53). En el río Jordán los valores más bajos se presentaron en la estación de menor altura.

Si bien los resultados del ICA-NSF mostraron una leve disminución de la calidad del agua a medida que se presentan actividades antropogénicas en la cuenca, se considera que este índice no reflejó de la mejor manera actividades como la detración de agua, dado que la bocatoma cuenta con una concesión de agua de 0,205 m³s⁻¹, siendo la oferta hídrica del río Jordán de 2 m³s⁻¹ (17).

Se encontraron diferencias espaciotemporales en los valores de los Índices de Diversidad entre las estaciones de estudio. En la estación E3 después a la bocatoma, se observaron los registros más bajos, los cuales pueden estar asociados a la situación crítica de la calidad del agua en este tramo del río, tal como lo indicó el patrón de los índices bióticos y los parámetros fisicoquímicos como la DBO₅. Este comportamiento de la variabilidad en la diversidad del ensamblaje de los macroinvertebrados por efecto de la fluctuación de los parámetros fisicoquímicos es consistente con el registrado en otros sistemas de ríos altoandinos (54; 55). (7). Adicionalmente, en ríos neotropicales, cambios hidráulicos impredecibles y severos son una fuente principal de disturbio y juegan un papel importante estructurando las comunidades acuáticas (56).

Igualmente, el aumento de los vertimientos, y las descargas de compuestos de bauxita en la subcuenca del río Jordán (17; 19) generan efectos negativos sobre el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos. El patrón de diversidad encontrado contrasta con lo expuesto por Maloney, et al. (57), quienes exponen que la diversidad local (en cada estación) puede disminuir por la influencia de los disturbios antropogénicos.

En cuanto a los Índices Bióticos dado que existe una correlación positiva entre la heterogeneidad de los hábitats y la riqueza (57), la presencia en la estación E1 de diferentes sustratos, moderada presencia de vegetación ribereña (Tabla 2) y buena calidad fisicoquímica del agua (Figura 3), posiblemente está permitiendo una variada ocurrencia de familias de macroinvertebrados acuáticos. El porcentaje de organismos particularmente sensibles a la contaminación orgánica no fue superior a 57,1 (según el índice EPT), lo cual es consecuente en este tramo del río donde el comportamiento del ICA y los índices bióticos mostraron una calidad del agua aceptable.

En la quebrada la Lejía, a alturas sobre el nivel del mar mayores a 950 m (municipio de Durania, Norte de Santander), el índice BMWP/Col. (Similar al BMWP-Univalle) mostró calidades correspondientes a aguas muy limpias (58), es decir, valores mayores a los registrados en la estación La Estrella del río Jordán. Esta diferencia en la calidad de agua es posiblemente debida a la presencia, en la quebrada la Lejía, de una mayor cantidad de vegetación nativa en su ribera, buena penetración de los rayos solares, formación de cascadas, rápida y lecho con piedras de tamaño grande.

El río Cali, en su paso por la zona suburbana de la ciudad de Cali (1000 m.s.n.m. aprox.), presentó una calidad biológica del agua dudosa (48), evaluación que concuerda con la estación E3, ubicada a 1019 m.s.n.m. y con influencia de asentamientos urbanos como el corregimiento de Potrerito (18).

En microcuencas con rangos de altura mayor (>1848 m.s.n.m.) e influencia agrícola y ganadera, el BMWP/Col. clasifica las aguas de la quebrada Los Micos, en el departamento del Quindío, de “Aceptable” a “Buena”. Mientras que en el río Jordán, donde se presentan actividades agrícolas y ganaderas (17; 19), la calidad biológica del agua varió de “Dudosa” a “Buena”.

Los índices IBMWP (versión española del BMWP) y ASPT son sensibles a la contaminación minera (59). La explotación antitécnica de bauxita y carbón en la subcuenca del río Jordán (17; 19), pueden explicar en parte los valores bajos del BMWP-Univalle en las estaciones E2 y E3, las cuales presentan una mayor influencia minera.

Según el comportamiento de los índices bióticos, se

considera que el BMWP-Univalle respondió mejor a las características de la subcuenca del río Jordán, evaluadas mediante el reconocimiento de las actividades antropogénicas (17; 18; 19) y de la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua. Los resultados del comportamiento de los parámetros físico-químicos y microbiológicos y el ensamblaje de macroinvertebrados acuático mostraron que estos no influyen significativamente en la estructura de las comunidades hidrobiológicas, en especial para la familia de coleópteros acuáticos, siendo este orden el más representativo en el río Jordán. Resultados similares fueron observados en el río Coello (51) entre los 256 y 3533 m.s.n.m., en la cuenca baja del Río Dagua (60), en ríos urbanos de Argentina (Paraná-Entre ríos;), Pavé & Marchese (61), en ríos grandes de Norteamérica como el Mississippi, Missouri y Ohio (62). Sin embargo, la interacción entre las variables ambientales y el ensamblaje de los macroinvertebrados en una corriente de agua superficial puede estar influenciada por otros factores que son propios de la situación de cada cuenca en particular (7).

De otro lado, en sistemas lóticos urbanos de baja altura en Chile, como el canal Gibbs, las correlaciones fueron significativas ($\rho = 0.694$) con pH, sólidos suspendidos totales y oxígeno disuelto como las variables que explicaron de mejor manera el patrón de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (63). En la región de la pendiente este de los Andes, desde el sur de Bolivia hasta el noroeste de Argentina, Dos Santos, et al. (64) encontraron que el BMWP no es el mejor índice para evaluar la calidad de corrientes cuando los factores de perturbación (o tensión) a escala de cuenca son pocos. Sin embargo, en corrientes como el río Jordán, el BMWP mostró valores diferenciales entre tramos, donde la calidad de agua disminuyó a medida que aumentaron los factores de tensión.

El BMWP, desde su formulación clásica (65), se basa en la tolerancia de los macroinvertebrados acuáticos a la contaminación por materia orgánica. Dado que la DBO5 fue la variable que mejor explicó el patrón de diversidad y sus concentraciones aumentaron con la aparición de nuevos factores de tensión de la subcuenca, se considera que el índice BMWP-Univalle (35), posee

una alta sensibilidad y es adecuado para evaluar la calidad del agua de ríos tropicales, específicamente para sistemas fluviales con influencia de disturbios por contaminación orgánica, como el caso de la cuenca del Río Jordán, Suroccidente de Colombia.

Conclusiones

Los resultados del estudio mostraron que el índice de calidad de agua ICA-NSF presentó variaciones espaciotemporales, con calidades de agua entre “regular” y “excelente”, con valores promedio en todas las estaciones en la categoría de calidad de agua “buena”. La calidad fisicoquímica del agua evaluada con el índice ICA-NSF no mostró diferencias significativas entre las estaciones de muestreo.

Los índices de diversidad mostraron que la equidad y riqueza son mayores en la estación E1 (La Estrella), donde la influencia de los factores de tensión de la subcuenca fue menor.

Los índices bióticos tuvieron un comportamiento variable, donde el BMWP/Univalle reflejó de manera más adecuada la influencia de las diferentes actividades de la subcuenca del río Jordán, clasificando la estación E1 como “Buena”, la E2 “Aceptable” y la E3 “Dudosa”.

De acuerdo con los resultados de la correlación del ensamblaje de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos y las variables fisicoquímicas y microbiológicas, se demostró que los índices bióticos y de diversidad disminuyen en el gradiente de altura con el aumento de los factores de tensión de origen antropogénico y el consecuente aumento de la materia orgánica.

Agradecimientos

Se agradece al programa de Administración Ambiental de la Universidad Autónoma de Occidente por el apoyo con los equipos de muestreo y microscopía óptica. Al profesor Hilldier Zamora de la Universidad del Cauca por su asesoría general.

Conflicto de intereses:

Los autores declaran no tener conflicto de intereses de ninguna índole.

Referencias

1. Sivaramakrishnan, K. G. (2000). A refined rapid bioassessment protocol for benthic macro-invertebrates for use in peninsular indian streams and rivers. In: Ramachandra T.V., Rajasekara Murthy Co. and Ahalya N. (2000) (eds.). Proceedings of lake. Symposium on restoration of Lakes and wetlands. Center for Ecological Sciences, Indian Institute of Science, Bangalore. P. 302–314.
2. Morales, S., Peña, E. (2008). Perifiton de tres lagos de la meseta de Popayán, Colombia y su uso como indicadores del estado trófico. *Rev. Fac. Ciencias*, 12: 91-111.
3. Sánchez A. & R.M. García. 1999. Biomonitorio de ríos en la gestión de cuencas. Una aproximación introductoria. IX Congreso Nacional de Irrigación, Simposio 4 Manejo Integral de Cuencas Hidrológicas, Culiacán, 27-29 octubre. p. 63-71.
4. Chester, R.K. (1980). Biological Working Party. The 1978 National Testing Exercise. Technical. Department of the Environment, Water data Unit Technical, Memorandum 19, pp. 1-37.
5. Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Washington D.C. Environmental Protection Agency EPA, p. 339.
6. Smith, M. J., Edward, W.R.K., Edward, H.D., Papas, P.J.; K. St, K, Richardson, .J., Simpson, J.C., Pinder, A.M., Dale, D.J., Horwitz, P.H.J., Davis, J.A., Yung, F.H., R.H. Norris, R.H., Halse, S.A. (1999). Ausrivas: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biol.*, 41: 269–282.
7. Prat, N.; Ríos, B., Acosta, R., Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. In: E. Domínguez & H.R. Fernández (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Argentina. p. 656.
8. Posselt, E.L. & A. Ben Da Costa Adilson. (2010). IQA DATA Versão 2010. Manual do programa: Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 34 pp.
9. Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Stazner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Rev. Colomb. Entomol.*, 51: 495-523.
10. Zamora, H. (2007). El índice BMWP y la evaluación biológica de la calidad del agua en los ecosistemas acuáticos epicontinentales naturales de Colombia. (*Rev. Asoc. Col. Cienc. Biol. (Col.)*), 19: 73-81.
11. Kolwitz, R., Marrson, M. (1967). Ecology of plant saprobia. In: Kemp, L.E., Ingram, W., Mackenthum. K.M. (eds). *Biology of Water Pollution*. Federal Water Pollution Control Administration, Washington, DC. p. 47-52.
12. Margalef, R. (1983). *Limnología*. Omega, Barcelona. p. 1010.
13. Alba-Tercedor, J., A. Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
14. Roldán, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. p. 170.
15. Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos*, 16(2): 45-63.
16. Odum, E.P., Barret, G.W. (2006). *Fundamentos de ecología*. Thomson, Barcelona. p. 624.
17. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), Departamento Administrativo de Gestión del Medio Ambiente (DAGMA, Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2007). Plan de Ordenación y Manejo de Cuenca Hidrográfica del río Jamundí. CVC, Cali. p. 226.
18. Alcaldía de Jamundí. (2007). Plan Básico de Ordenamiento Territorial (PBOT). Documento resumen. Planeación Municipal. Disponible en <http://www.jamundi-valle.gov.co/apc-aa-files/39383866386562623937613563393862/pbotjamundi.pdf>. Reviewed: 1 June 2013.
19. Fundación para la vida en comunidad vivir (Funvivir). (2008). Plan de Conservación y Restauración de la subcuenca del río Jamundí. CVC, Cali. p.55.
20. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Pollution Control Federation (WPCF). (1980). Standard methods for the examination of water and wastewater. 15 th ed. Section 1060. APHA-AWWA-WEF, Washington, D.C. p.1134.

21. Jáimez-Cuellar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas, J., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall M., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Zamora-Muñoz C., Alba-Tercedor, J. (2002). Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*, vol. 3-4 (2): 187-204.
22. National Sanitation Foundation (NSF). 2007. Water Quality Index (WQI). Disponible en http://www.nsf.org/consumer/earth_day/wqi.asp [Reviewed: 16 June 2007].
23. Cumming, G.F., Fidler, F., Vaux, D.L. (2007). Error bars in experimental biology. *J. Cell Biol.*, 177(1): 7-11.
24. Rosguen, DL. (1994). A classification for natural rivers. *Catena*. 22(3): 169-199.
25. Berg, K. (1948). Biological studies on the River Sousaa. *Folia Limnol. Scand.*, 4: 1-318.
26. Machado, T. (1989). Distribución ecológica e identificación de los coleopteros acuáticos en diferentes pisos altitudinales del departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, Medellín. p. 282.
27. De Castellanos, Z. (1994). Los Ephemeroptera en Argentina. Fauna de agua dulce de la República Argentina, La Plata: Programa de Fauna de Agua Dulce. p. 136.
28. Muñoz, F. (1996). Manual de trichoptera neotropical, anotaciones y claves de las familias y géneros conocidos de Trichoptera para centro y sur América. Departamento de Entomología Universidad de Minnesota, Minnesota. p. 75.
29. Chacón, M.M., Segnini, S. (1996). Reconocimiento taxonómico de las náyades del orden ephemeroptera en la deriva de dos ríos de alta montaña en el estado de Mérida, Venezuela. *Bol. Entomol. Venez.*, 2(11): 103-122.
30. Posada, J.A., Roldán, G. (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas de Trichoptera en el noroccidente de Colombia. *Caldasia*, 25(1): 169-192.
31. Domínguez, E.; C. Molineri, C. Pescador, M., Hubbard, M.D., Nieto, C. (2006). Ephemeroptera of South America. In: J. Adis, J.R. Arias, G. Rueda-Delgado & K.M. Wantzen (eds.). *Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA)*. Pensoft Pub, Sofia. p. 646.
32. Silva, M.I.; Nessimian, J.R., Ferreira, N. (2007). Chaves para identificação dos géneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Entomol.* 51(1): 42-53.
33. Merritt, R.W.; Cummins, K.W., Berg, M.B. (2008). An introduction to the aquatic insects of North America. Hunt Publishing Company, Dubuque. p. 1158.
34. Domínguez, E., Fernández, H. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. p. 656.
35. Zuñiga, M.C., W. Cardona, W. (2009). Bioindicadores de calidad de agua y Caudal ambiental. In: Cantera-Kintz, J.C., Carvajal-Escobar, Y., Castro-Heredía, L.M. (comps.). *Caudal ambiental: conceptos, experiencias y desafíos*. Programa Editorial Universidad del Valle, Cali. p.325.
36. Zamora, H. (1999). Adaptación del índice BMWP para la evaluación biológica de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia. *Colombia Unicauca Ciencia*, 4: 47-59.
37. Kefford, B.; Marchant, R., Schäfer, R., Metzeling, L., Dunlop, J., Choy, S., Goonan, P. (2011). The definition of species richness used by species sensitivity distributions approximates observed effects of salinity on stream macroinvertebrates. *Environ. Pollut.*, 159: 302-310.
38. Gray, N.F., Delaney, E. (2008). Comparison of benthic macroinvertebrate indices for the assessment of the impact of acid mine drainage on an Irish river below an abandoned Cu - S mine. *Environ. Pollut.*, 155(1): 31-40.
39. Metzeling, L.; Perriss, S., Robinson, D. (2006). Can the detection of salinity and habitat simplification gradients using rapid bioassessment of benthic invertebrates be improved through finer taxonomic resolution or alternative indices? *Hydrobiologia*, 572: 235 – 252.
40. Hawkes, H.A. (1997). Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Wat. Res.*, 32(3): 964-968.
41. Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., Umaña, A.M. (2006). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. p. 236.
42. Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, España, 86 pp.
43. Reid, D.J., Quinn, J.M., Wright-Stow, A.E. (2010). Responses of stream macroinvertebrate communities to progressive forest harvesting: Influences of harvest intensity, stream size and riparian buffers.

- Forest Ecol. Manag., 260: 1804-1815.
44. Hammer, Ø., D. Harper, D. (2005). *Paleontological Data Analysis*: Blackwell Publishing, Oxford. p. 216.
 45. Clarke, K.R., Gorley, R.N. (2001). *Primer Versión 5*. Primer-E, Plymouth. United Kingdom.
 46. Guisande, C. (2006). *Tratamiento de datos*. Ediciones Díaz de Santos, España. p. 356.
 47. Martínez, T.I.; Giraldo-López, A., Rodríguez-Rubio, E. (2010). Ictioplancton en la zona costera del Pacífico colombiano durante la fase terminal de El Niño 2006-2007. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 38(1): 151-166.
 48. Mosquera, D., Palacios, M.L., Soto, A. (2008). Bioindicación de la calidad del agua del río Cali, Valle del Cauca, Colombia; usando macroinvertebrados acuáticos. (*Rev. Asoc. Col. Cienc. Biol. (Col.)*). 20: 130 - 143.
 49. Reinoso, G., Guevara, G., Vejarano, M., García, J., Villa, F. (2008). Evaluación del río Prado a partir de los macroinvertebrados y de la calidad del agua. (*Rev. Asoc. Col. Cienc. Biol. (Col.)*), 20: 102-116.
 50. Arias, D.M.; Reinoso-Flórez, G. Guevara-Cardona, G., Villa-Navarro, F.A. (2007). Distribución espacial y temporal de los coleópteros acuáticos en la cuenca del río Coello (Tolima, Colombia). *Caldasia*, 29(1): 177-194.
 51. Montoya, Y., Acosta, Y., Zuluaga, E. (2011). Evolución de la calidad del agua en el río Negro y sus principales tributarios empleando como indicadores los índices Ica, el BMWP/Col y el Aspt., *Caldasia*, 33(1): 193-210.
 52. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), Universidad del Valle. (2004). Estudio de la calidad del agua del río Cauca y sus principales tributarios mediante la aplicación de índices de calidad y contaminación tramo Salvajina – La Virginia. Universidad del Valle, Cali. p.158.
 53. Ecoplan. (2005). *Consolidação do Conhecimento sobre os recursos hídricos da bacia do rio Pardo e elaboração do programa de ações da sub-bacia do rio Pardinho*. SRH/SEMA: Porto Alegre. p. 58.
 54. Castro, M.I., Donato, J.C. (2008). Aspectos generales sobre la ecología de ríos. In: Donato J.C. *Ecología de un río de montaña de los andes colombianos (Río Tota, Boyacá)*. Universidad Nacional de Colombia, 2008. p. 231.
 55. Roldán, G., Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Universidad de Antioquia, Medellín. p. 440.
 56. Flecker, A.S., Feifarek, B. (1994). Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in 2 Andean streams. *Freshwater biology*. 31: 131-142.
 57. Maloney, K.; Munguia, P., Mitchell, R. (2011). Anthropogenic disturbance and landscape patterns affect diversity patterns of aquatic benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 30(1): 284-295.
 58. Contreras, J.; Roldán, G. Arango, A., Álvarez, L.F. (2008). Evaluación de la calidad del agua de las microcuencas la Laucha, la Lejía y la Rastrojera utilizando los macroinvertebrados como bioindicadores, municipio de Durania, departamento Norte de Santander, Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 23(123): 171 - 193.
 59. Alonso, A., Camargo, J.A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, 14(3): 87-99.
 60. García, P.J., Cantera, J., Zuñiga, M.C., Montoya, J. (2009). Estructura y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca baja del río Dagua (Andén Pacífico Vallecaucano-Colombia). *Rev. Ciencias*, 13:25-48.
 61. Pavé, P., Marchese, M. (2005). Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecol. Austral*, 15(2): 183-197.
 62. Angradi, T., Jicha, T. (2010). Mesohabitat-specific macroinvertebrate assemblage responses to water quality variation in mid-continent (North America) great rivers. *Ecol. Indic*, 10: 943–954.
 63. Correa, F.; Rivera, J. Urrutia, P. De Los Ríos, A. Contreras, F. Encina-Montoya, F. (2010). Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnetica*, 29(29): 183-194.
 64. Dos Santos, D.A., Molineri, C., Reynaga, M.C., Basualdo, C. (2011). Which index is the best to assess stream health? *Ecol. Indic.*, 11(2): 582-589.
 65. Hellawell, J.M. (1978). *Biological surveillance of rivers*. Stevenage: Water Research Center, England. p. 332.