

DOI: <https://doi.org/10.15446/ga.v23n1.83792>

## Aproximación preliminar a un índice multimétrico de macroinvertebrados (IMARBO) para evaluar el estado ecológico de ríos de las cuencas alta y media del río Chicamocha en Boyacá, Colombia

Preliminary Approach to a Multimetric Macroinvertebrate Index (Imarbo) to Assess the Ecological Status of Rivers in the Upper and Middle Basins of the Chicamocha River in Boyacá, Colombia

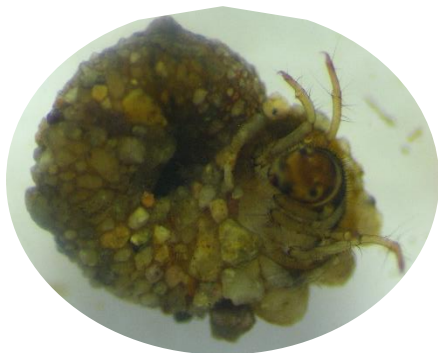
Daniel-Alexander Vera-Sánchez<sup>a\*</sup>, Gabriel A. Pinilla-Agudelo<sup>b, c</sup>

<sup>a</sup> Biota Especialistas S.A.S. Bogotá, Colombia. ORCID Vera-Sánchez, D.-A.: <https://orcid.org/0000-0001-7436-557X>

<sup>b</sup> Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología. Bogotá, Colombia. ORCID Pinilla-Agudelo, G.A.: <https://orcid.org/0000-0002-5496-7802>

<sup>c</sup> Autor de correspondencia: [gapinillaa@unal.edu.co](mailto:gapinillaa@unal.edu.co)

\* Resultados derivados de la tesis de maestría del autor, titulada “Desarrollo de un índice multimétrico con base en las comunidades de macroinvertebrados para la evaluación del estado ecológico de ríos del departamento de Boyaca, Colombia”



Bioindicador de aguas limpias: familia Helicopsychidae, orden Trichoptera (río Monguí, Colombia). Fuente: D.L. Pérez, Biota Especialistas S.A.S



Bioindicadores de aguas muy limpias: familia Perlidae, orden Plecoptera (río Monguí, Colombia). Autor: D.L. Pérez, Biota Especialistas S.A.S

Recepción: 29 de noviembre de 2019. Aceptación: 28 de mayo de 2020

## Resumen

Se desarrolló una propuesta preliminar de un Índice Multimétrico de Macroinvertebrados para Ríos del Departamento de Boyacá (IMARBO) con el fin de valorar el estado ecológico de cinco ríos y quebradas de las cuencas alta y media del río Chicamocha. Se caracterizaron parámetros fisicoquímicos y biológicos de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en tres tramos de referencia y nueve estaciones con diferente grado de alteración por deforestación, modificación de hábitats y vertimientos domésticos e industriales. El gradiente de estrés ambiental se estableció mediante un análisis de componentes principales (ACP) y correlaciones bivariadas. Se calcularon 21 métricas de la comunidad de macroinvertebrados, de las cuales se seleccionaron seis para la conformación del IMARBO mediante correlaciones con el gradiente ambiental. Para las métricas seleccionadas se calculó su Eficiencia Discriminativa (ED) entre estaciones de referencia y perturbadas. El índice incluyó la riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), el % de riqueza de Ephemeroptera, el % de riqueza de Plecoptera, la abundancia total de individuos, el % de abundancia de Filtradores y el índice BMWP/Col. Con los valores de los percentiles de las métricas en los tramos de referencia se elaboraron las escalas de integridad biótica y de calidad ecológica de los ríos estudiados, las cuales se validaron preliminarmente con una base de datos independiente en una cuenca cercana a la estudiada. El índice propuesto constituye una aproximación preliminar que requerirá futuras comprobaciones a través de un mayor número de datos. Sin embargo, los resultados permitieron diferenciar con claridad los ríos menos contaminados y con una integridad biótica alta (Gámeza y Monguí) de aquellos fuertemente deteriorados y cuyas comunidades de macroinvertebrados presentan muy baja integridad biótica (Chicamocha, Malsitio, Nobsas). De esta manera, el IMARBO podría convertirse en una herramienta útil para la gestión ambiental de los ríos de la región.

**Palabras clave:** bioindicadores; ecología fluvial; integridad biótica; calidad ecológica.

## Abstract

A preliminary Multimetric Macroinvertebrate Index for Rivers of the Department of Boyaca (IMARBO) was developed to assess the ecological status of five rivers and streams in the upper and middle basins of the Chicamocha River. Physicochemical and biological parameters of the aquatic macroinvertebrate community were characterized in three reference reaches and nine locations with different degrees of alteration due to deforestation, modification of habitats and domestic and industrial wastes. The environmental stress gradient was established by principal component analysis (PCA) and bivariate correlations. 21 metrics from the macroinvertebrate

community were calculated, of which six were selected for the IMARBO conformation through correlations with the environmental gradient. For the selected metrics, its Discriminative Efficiency (DE) was calculated between reference and disturbed stations. The index included Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) family richness, % of Ephemeroptera richness, % of Plecoptera richness, total abundance of individuals, % of Filters abundance and the BMWP/Col index. With the percentiles of the metrics in the reference reaches, the biotic integrity and ecological quality scales of the rivers studied were developed, which were preliminarily validated with an independent database in a basin close to the one studied. The proposed index constitutes a preliminary approximation that will require future verifications through a greater number of data. However, the results made it possible to clearly differentiate the least polluted rivers with a high biotic integrity (Gámeza and Monguí) from those that are greatly deteriorated and whose macroinvertebrate communities have very low biotic integrity (Chicamocha, Malsitio, Nobsas). In this way, the IMARBO index could become a useful tool for the environmental management of the rivers in the region.

**Key words:** bioindicators; river ecology; biotic integrity; ecological quality.

## Introducción

La cuenca del río Chicamocha es una de las más importantes de la región centro-oriente de Colombia, ya que drena aproximadamente la tercera parte del Departamento de Boyacá. En las cuencas alta y media de este río se ubican ciudades como Tunja, Paipa, Duitama, Sogamoso y otros municipios que, por sus actividades agropecuarias e industriales, provocan un fuerte impacto sobre las condiciones ecológicas de sus fuentes de agua. La presencia de canales de drenaje, el aporte de aguas residuales, el funcionamiento del corredor Industrial Paipa-Duitama–Sogamoso, la minería de materiales de construcción y de carbón, la fabricación de ladrillo, cemento y acero y la intensa actividad agrícola y ganadera, generan el 90% de la contaminación del río Chicamocha, considerado como uno de lo más degradados ambientalmente en Colombia (Corpoboyaca, 2006; Vergara y Rodríguez, 2015; Martínez y Pinilla, 2018).

Un primer paso hacia la recuperación de los ríos alterados consiste en evaluar su condición ecológica actual, a partir de lo cual se pueden proponer acciones concretas de descontaminación y restauración. Además de los índices de calidad fisicoquímica (ICAs), como los empleados por González et al. (2013) en un río de Antioquia, se utilizan también

índices biológicos basados en una o varias variables de las comunidades bióticas del río. Los índices que utilizan una sola variable, por ejemplo la composición taxonómica (p.e. la variedad de hongos acuáticos, Fernández et al., 2018), la abundancia o la diversidad (p.e. el BMWP, Roldán, 2003), se conocen como índices unimétricos (Prat et al., 2009). Los índices multimétricos por su parte, son aquellos que emplean un conjunto de variables de una comunidad biótica para conocer la capacidad de un ecosistema acuático para soportar y mantener estable dicha comunidad, con la estructura y funciones propias de un sistema ecológicamente sano (Karr y Dudley, 1981; Karr, 1991). Inicialmente estos índices se desarrollaron para comunidades de peces (Karr, 1981), pero posteriormente se aplicaron a otros grupos, como los macroinvertebrados. Para estos últimos se han propuesto numerosos protocolos de investigación basados en este enfoque de integridad biótica (DeShon, 1995; Yoder y Rankin, 1995; Stribling et al., 1998; Barbour et al., 1999; Maxted et al., 2000; Royer et al., 2001; Weigel et al., 2002; Klemm et al., 2003; Wiseman, 2003) y en el establecimiento de sitios donde existan condiciones de referencia que permitan caracterizar la condición biológica de una región, contra la cual se contrastan los sitios afectados (Reynoldson et al., 1997). Las aproximaciones basadas en la integridad biótica presentan ventajas, como el hecho de que sus resultados son rápidos y de fácil entendimiento por el público no especializado, permiten explorar varios aspectos de la comunidad biológica considerada, utilizan estadísticas multivariadas y facultan hacer estudios regionales (Pérez et al., 2007). Algunas dificultades en su implementación tienen que ver con la necesidad de especialistas en la taxonomía del grupo de interés y una posible falta de linealidad entre los valores del índice y los impactos humanos (Prat et al., 2009). No obstante, los índices de integridad consideran que cualquier tipo de disturbio en el sistema provocará un cambio en las comunidades de organismos, que variarán según un gradiente de perturbación, de forma que en un extremo estarán las condiciones no aptas para la vida (contaminación excesiva) y en el otro las que mantiene una comunidad biótica saludable (Segnini, 2003). Específicamente para ríos de Bolivia, Brasil, Ecuador y Perú se han realizado investigaciones sobre índices multimétricos de invertebrados como las de Moya et al. (2007, 2011), Baptista et al. (2007), Carvacho (2012), Villamarín et al. (2013) y Bersosa-Vaca y Ulloa-Vaca (2018).

El uso y desarrollo de índices multimétricos basados en las comunidades de invertebrados en ríos colombianos no se ha abordado con suficiente profundidad. En la cuenca de la quebrada Dalí, Walteros et al. (2016) aplicaron el índice multimétrico propuesto por Villamarín et al. (2013), y para el caso de la cuenca de interés de este trabajo, solo existe una aproximación similar realizada por Martínez y Pinilla (2018), quienes elaboraron un índice de

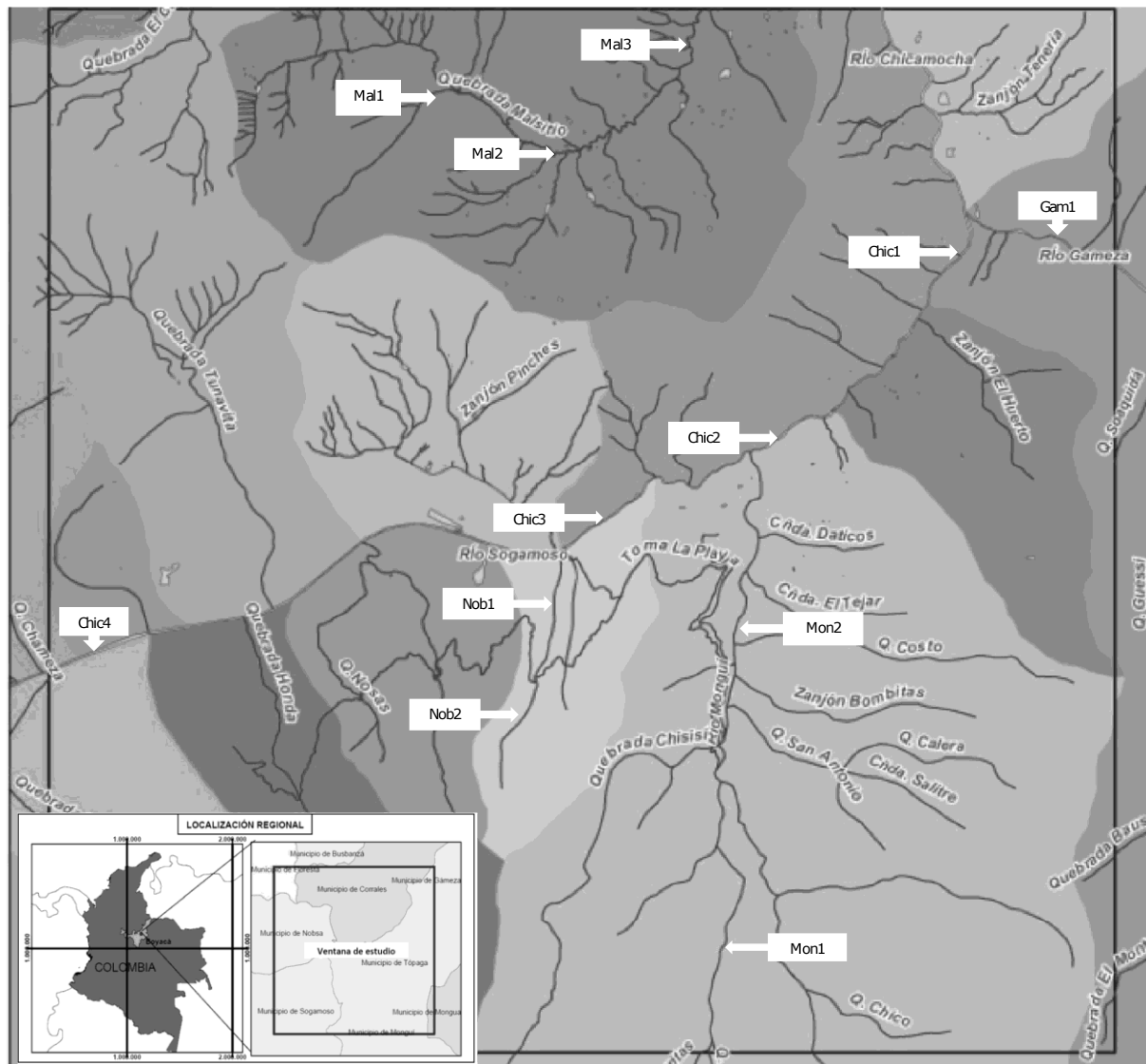
estado limnológico propio. En el presente estudio se realizó una aproximación preliminar al desarrollo de un índice multimétrico para ríos de Boyacá (IMARBO), que podría servir como una herramienta de biomonitoreo para evaluar la integridad biótica y la calidad ecológica en los sistemas lóticos de la cuenca media del río Chicamocha y de otras cuencas con condiciones similares.

## **Materiales y métodos**

### **Área de estudio**

El área de estudio se localiza en la zona de transición entre las cuencas alta y media del río Chicamocha sobre la cordillera Oriental en el Departamento de Boyacá. Allí se muestrearon varios tramos en cinco cuerpos de agua lóticos (ríos y quebradas): en la quebrada Nobsas (cuenca alta del río Chicamocha) se ubicaron dos tramos; en los ríos Gámeza y Monguí y en la quebrada Malsitio (todos en la cuenca media del río Chicamocha) se evaluaron uno, dos y tres tramos, respectivamente. Sobre el cauce del río Chicamocha se estableció un tramo en la cuenca alta y tres en la cuenca media (Figura 1). A cada punto de muestreo se le determinaron las coordenadas, la elevación y algunos datos ambientales, y se le dio un código de identificación (Tabla 1).

En el área de estudio existe un desarrollo industrial concentrado entre las ciudades de Paipa, Duitama y Sogamoso. También se realizan actividades extractivas, principalmente de materiales de construcción (arcillas, recibos y arenas), así como de carbón, caolín, roca fosfórica, asfaltita y puzolana, en más de 830 minas, las cuales representan cerca del 47% en el departamento de Boyacá (Corpoboyaca, 2006). Además, existe una intensa actividad agrícola y ganadera que se desarrolla en el alto Chicamocha y en sus principales afluentes, con mayor concentración entre Paipa y Sogamoso (Manrique-Abril et al., 2006; Corpoboyaca, 2009). En la cuenca media, en la que se presentan los ríos Monguí y Gámeza, existen numerosos minifundios que tienen actividades agropecuarias de baja intensidad (Instituto Humboldt, 2014), las cuales pueden generar una alta presión sobre la vegetación nativa protectora de las riberas. A esto se suma la siembra de especies introducidas como pinos y eucaliptos al borde de quebradas para emplear su madera en actividades agrarias.



**Figura 1.** Ubicación de los tramos muestreados en los ríos de las cuencas alta y media del río Chicamocha. Cada zona sombreada corresponde a una subcuenca hidrográfica. Las abreviaturas de los sitios de muestreo se describen en la Tabla 1

La zona de estudio correspondía originalmente a formaciones de bosque montano y montano alto (Corpoboyaca, 2006), actualmente muy deteriorados. La distribución de la precipitación es bimodal, con la primera temporada lluviosa, más prolongada y homogénea, desde marzo hasta mayo, cuyos valores oscilan entre 60 y 120 mm mensuales. La segunda época de lluvias empieza en septiembre y va hasta noviembre, con precipitaciones que varían entre 60 y 100 mm mensuales. Los períodos secos van de junio a agosto y de diciembre a febrero y se caracterizan por una disminución muy pronunciada de la pluviosidad, con enero como el mes más seco, cuyos registros no superan los 30 mm. La temperatura media anual

es de 13,1 °C, siendo marzo y noviembre los meses más cálidos; el promedio anual de la temperatura máxima es de 20,7 °C, mientras que la mínima media anual es de 4,8 °C (Corpoboyaca, 2006).

**Tabla 1.** Características generales y localización de los sitios de muestreo. Se indican las abreviaturas de los lugares de muestreo que se emplean en la Figura 1 y en otras tablas

Tramo de muestreo	Cuenca	Uso del suelo e impactos antrópicos	Coordenadas Geográficas		Elevación (msnm)
Chic 1	Media río Chicamocha	Actividades domésticas, urbanas, industriales y mineras con altas cargas contaminantes y con alteraciones hidráulicas, como canales de drenaje. Vegetación ribereña reducida a pastizales	W 72° 49' 54,41"	N 5° 47' 42,40"	2428
Chic 2			W 72° 50' 38,39"	N 5° 46' 39,39"	2471
Chic 3			W 72° 51' 49,90"	N 5° 46' 14,00"	2478
Chic 4	Alta río Chicamocha	Elevada actividad agrícola, vertimientos urbanos, captaciones y vertimientos industriales y actividades mineras. Vegetación ribereña compuesta por pastos	W 72° 54' 04,17"	N 5° 45' 42,22"	2482
Gam 1	Microcuenca río Gámeza (cuenca media del río Chicamocha)	Minifundios, ganadería extensiva, agricultura de autoconsumo; vegetación nativa ribereña mezclada con pastos, pinos y eucaliptos	W 72° 49' 06,12"	N 5° 47' 34,51"	2501
Mon 1	Microcuenca río Monguí (cuenca media del río Chicamocha)	Minifundios, ganadería extensiva, agricultura de autoconsumo; vegetación nativa ribereña mezclada con pastos, pinos y eucaliptos	W 72° 51' 03,86"	N 5° 42' 11,93"	2941
Mon 2			W 72° 51' 04,83"	N 5° 45' 28,40"	2620
Mal 1	Microcuenca quebrada	Actividades mineras, agrícolas y ganaderas; reemplazo de la vegetación nativa ribereña por pastos y árboles exóticos	W 72° 52' 26,84"	N 5° 48' 29,86"	2563
Mal 2	Malsitio (cuenca media del río Chicamocha)		W 72° 52' 02,87"	N 5° 48' 13,65"	2523
Mal 3			W 72° 50' 52,17"	N 5° 49' 34,55"	2418
Nob 1	Microcuenca quebrada Nobsas (cuenca alta del río Chicamocha)	Minas de areniscas y botaderos de estériles en las riberas; vertimiento puntual de aguas residuales; pérdida de la vegetación nativa ribereña	W 72° 52' 00,97"	N 5° 45' 43,61"	2573
Nob 2			W 72° 52' 07,16"	N 5° 45' 28,52"	2632

### Establecimiento de las condiciones de referencia

La selección de las localidades de referencia se realizó a través de tres protocolos de evaluación ecológica rápida, con los cuales se diferenció entre estaciones con diversos grados de degradación según las condiciones del canal fluvial, el tipo y calidad de bosque de ribera y la presencia o no de actividades antrópicas. El primer protocolo empleado fue el Índice de

Hábitat Fluvial (IHF) (Acosta et al., 2009), que evalúa la heterogeneidad ambiental o diversidad de hábitats fluviales y su disponibilidad para la flora y la fauna acuáticas. El segundo protocolo correspondió al Índice de Calidad de Bosque de Rivera (QBR) (Munné et al., 2006; Acosta et al., 2009), que integra aspectos biológicos y morfológicos del lecho del río y su zona inundable y los utiliza para evaluar la calidad ambiental de las riberas. El tercer protocolo utilizado fue el de Valoración por Perturbación (VPP) (Moya et al., 2011), el cual permite identificar las condiciones de perturbación por las actividades antrópicas, tales como aquellas de tipo doméstico o urbano, agrícolas e industriales. La escala de calificación del VPP varía entre uno (estaciones fuertemente alteradas) y cinco (sitios prístinos). La aplicación de estos tres índices se realizó en tramos de 100 m en cada estación de muestreo. Las estaciones de referencia fueron aquellas que tuvieron las calificaciones más altas en los tres índices, teniendo en cuenta que ningún tramo tuvo condiciones prístinas.

### **Muestreos y análisis de laboratorio**

Los muestreos se realizaron en noviembre y diciembre de 2015, en la temporada hidrológica seca, cuando la variabilidad ambiental fue mínima debido al bajo caudal. Las muestras de macroinvertebrados se tomaron con red D (D-Frame) de 30 x 30 cm de lado (0,09 m<sup>2</sup>) de apertura y ojo de malla de 300 µm. Un segundo método consistió en la recolección de individuos asociados a rocas, cantos rodados y sedimentos mediante lavados manuales de estos sustratos a contracorriente. También se hicieron pases con la red en los márgenes del río, entre las rocas grandes, sobre la vegetación sumergida y en la superficie del agua de las pozas presentes. Las capturas se realizaron hasta no observar nuevas familias. Complementariamente, se recolectaron muestras con una red Surber de 0,09 m<sup>2</sup> de área y de 250 µm de ojo de malla, realizando tres repeticiones por estación de muestreo en rápidos con similar profundidad y tipo de sustrato. Estas tres técnicas, con sus correspondientes procedimientos metodológicos, son ampliamente conocidas y estandarizadas, de manera que sus datos son comparables entre sitios y entre regiones (Bonada et al., 2006; Torralba y Ocharan, 2007; Wantzen y Rueda-Delgado, 2009). Su utilización en este estudio permitió abarcar la mayor cantidad posible de los microhábitats presentes en las corrientes de agua. Las muestras de cada tipo de muestreo se fijaron por separado *in situ* con etanol al 70%.

En cada tramo estudiado se registraron las siguiente cinco variables ambientales: elevación (msnn), temperatura del agua (°C), pH (unidades de pH), oxígeno disuelto (mg L<sup>-1</sup>) y conductividad (µS cm<sup>-1</sup>) mediante una sonda multiparamétrica. Adicionalmente, se tomaron



muestras de 1 L en recipientes plásticos, las cuales se refrigeraron a 4 °C y se llevaron a un laboratorio certificado antes de 8 horas, en el que se analizaron sólidos disueltos totales (mg L<sup>-1</sup>), fosfatos (mg L<sup>-1</sup> P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>), nitratos (mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub>), demanda biológica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>, mg L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>) y demanda química de oxígeno (DQO, mg L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>), por ser estas las variables más utilizadas para valorar las condiciones de contaminación del agua. En todos los casos se siguieron las metodologías estándar de análisis de aguas (APHA et al., 2012). Con los valores de temperatura, oxígeno disuelto y altitud se calculó el porcentaje de saturación oxígeno según lo descrito por Roldán y Ramírez (2008), a fin de hacer más comparables los datos entre tramos y ríos de diferente elevación.

En el laboratorio, las muestras se tamizaron a través de cribas graduadas de 4, 2, 8, 1,7 y 1 mm y 250 µm y los invertebrados se separaron, se cuantificaron y se identificaron hasta familia y género, en la medida de lo posible, por medio de las claves taxonómicas de Roldán (1996), Domínguez y Fernández (2009), Merritt y Cummins (2008) y Thorp y Covich (2010). Ante la dificultad de identificar todos los organismos a género o especie, todas las métricas de los taxones se determinaron para el nivel de familia, el cual se ha utilizado ampliamente en este tipo de propuestas de bioindicación debido a su eficiencia, bajos costos, menor esfuerzo y aportes relevantes en la indicación biológica (Moya et al., 2011; Mazzoni et al., 2014; Ríos-Touma et al., 2014).

### **Análisis numéricos y estadísticos**

Se determinó la riqueza de familias de la comunidad de invertebrados de cada sitio de muestreo. A fin de contrastar los resultados del índice propuesto en este trabajo, se calcularon los valores del Biological Monitoring Working Party para Colombia (BMWP/Col) de acuerdo con las indicaciones de Roldán (2003) y del índice EPT (individuos de las familias Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera con respecto a los individuos de todas las familias) propuesto por Lenat (1988). El gradiente de estrés de la cuenca se determinó por medio de un Análisis de Componentes Principales (ACP), el cual se basó en una matriz de varianza-covarianza y se realizó con el software PAST 3.26 (Hammer et al., 2001), para el cual se utilizaron las variables fisicoquímicas previamente estandarizadas (Log (X + 1)) (Sánchez-Montoya et al., 2010); para este análisis se hizo una eliminación preliminar de algunas variables fisicoquímicas con correlaciones elevadas (Spearman ≥ 0,8 o ≤ -0,8), de acuerdo con la recomendación de Hering et al. (2006). El primer componente del ACP es el que explica el mayor porcentaje de varianza del análisis, por lo cual las coordenadas de los sitios que arrojó

el ACP se utilizaron como valores del gradiente de estrés; mediante el coeficiente de Spearman, dicho gradiente se correlacionó tanto con las métricas individuales como con el índice multimétrico desarrollado (Sánchez-Montoya et al., 2010). También se correlacionó este gradiente de estrés con los datos del BMWP/Col y del EPT calculados en los mismos tramos de estudio, con el fin de comparar su comportamiento con el del índice propuesto.

### **Diseño y validación del índice multimétrico de macroinvertebrados para ríos de Boyacá (IMARBO)**

De acuerdo con las recomendaciones de Prat et al. (1999), Hering et al. (2006), Carvacho (2012) y Villamarín et al. (2013), la elaboración del índice multimétrico se inició con el cálculo de 21 métricas candidatas (Tabla 2) que indican la respuesta (aumento o disminución) de la comunidad frente a los cambios producidos por las actividades antrópicas (Barbour et al. 1999). Dichas métricas comprendieron varios aspectos del conjunto de invertebrados, tales como riqueza, composición taxonómica, abundancia, composición de gremios tróficos y tolerancia/intolerancia ante el incremento de la contaminación, con lo cual se abarcaron múltiples dimensiones de esta comunidad biológica. De esta manera, el IMARBO buscó evaluar todos aquellos impactos que causan una modificación en la integridad biótica de las comunidades de macroinvertebrados, desde la contaminación hasta la degradación física del hábitat.

**Tabla 2.** Métricas candidatas para conformar el IMARBO y su respuesta hipotética frente a la degradación antrópica

<b>Categoría</b>	<b>Métrica</b>	<b>Respuesta hipotética ante la perturbación antropogénica</b>
Riqueza y composición taxonómica	Riqueza total de familias	Disminuye
	Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	Disminuye
	% de riqueza de Chironomidae	Aumenta
	% de riqueza de Ephemeroptera	Disminuye
	% de riqueza de Plecoptera	Disminuye
	% de riqueza de Trichoptera	Disminuye
	% de riqueza de Coleoptera	Disminuye
	% de riqueza de Odonata	Aumenta
Abundancia	% de riqueza de Diptera	Aumenta
	Abundancia de individuos de EPT	Disminuye
	Abundancia relativa de EPT	Disminuye
	Abundancia total de individuos	Variable, pero con tendencia a la disminución
	Abundancia de Chironomidae	Aumenta

Composición trófica (% en abundancia)	% Recolectores	Aumenta
	% Desmenuzadores	Disminuye
	% Raspadores	Disminuye con los sedimentos; aumenta con la eutrofización
	% Filtradores	Variable; disminuye con incremento en sedimentos inorgánicos; aumenta con mayor cantidad de sedimentos orgánicos
	% Depredadores	Disminuye
Tolerancia	Abundancia absoluta de Chironomidae	Aumenta
	% en abundancia de Chironomidae	Aumenta
	BMWP	Disminuye

Modificado de Prat et al. (1999) y Moya et al. (2011)

Las métricas se correlacionaron con el gradiente de estrés definido por el ACP (Tabla 2), mediante el coeficiente de Spearman y se seleccionaron a aquellas con una correlación elevada (Spearman  $r \geq 0,6$  o  $\leq -0,6$ ); se excluyeron las métricas altamente correlacionadas entre ellas mismas (Spearman  $r \geq 0,7$  o  $\leq -0,7$ ) o que estuvieran incluidas en otra métrica, con lo cual se minimizó la redundancia del análisis y se obtuvo un número adecuado de métricas, el cual debe estar entre seis (Gerritsen et al., 2000) y 12 (Hering et al., 2006). A las métricas seleccionadas se les determinó su Eficiencia Discriminativa (ED) (Barbour et al., 1999; Gerritsen et al., 2000) mediante la fórmula (1):

$$ED = 100 \times \frac{a}{b} \quad (1)$$

donde **a** es el número de sitios impactados con un valor de la métrica por debajo del percentil 25 de su distribución en las localidades de referencia (si la métrica disminuye con la contaminación) o el número de sitios impactados con un valor de la métrica por encima del percentil 75 de su distribución en dichas localidades de referencia (si la métrica aumenta con la contaminación) y **b** es número total de sitios impactados. Un valor alto de la **ED** indica un mejor desempeño de la métrica o una mejor habilidad para distinguir entre condiciones prístinas de impactadas.

Para obtener el valor final del IMARBO en cada sitio de muestreo, las métricas seleccionadas se estandarizaron entre 0 y 100 (Gerritsen et al., 2000). Para las métricas que decrecen con el incremento de la perturbación se utilizó la fórmula (2):

$$Puntaje = \left( 100 * \left( \frac{X}{X_{95} - X_{min}} \right) \right) \quad (2)$$

donde  $X$  es el valor de la métrica en cada sitio,  $X_{95}$  es el valor del percentil 95 de los valores de la métrica en todos los sitios y  $X_{min}$  es el valor mínimo registrado. Para las métricas que aumentan con el incremento de la perturbación, la fórmula (3) es:

$$Puntaje = \left( 100 * \left( \frac{(X_{max} - X)}{(X_{max} - X_5)} \right) \right) \quad (3)$$

donde  $X$  es el valor de la métrica en cada sitio,  $X_5$  es el valor del percentil 5 de los valores de la métrica en todos los sitios y  $X_{max}$  es el valor máximo registrado. El puntaje de cada métrica se promedió para asegurar su contribución en igual proporción dentro del índice multimétrico (Gerritsen et al., 2000). El valor final del índice para cada sitio varía entre 0 y 100. Las clases de calidad ecológica establecidas fueron cinco; la separación entre las categorías Muy Buena y Buena se obtuvo mediante el percentil 75 de las localidades de referencia; el límite entre las categorías Buena y Moderada se estableció con el percentil 25 de los sitios de referencia (Barbour et al., 1999); las diferencias entre las clases Moderada, Buena y Pésima se establecieron a partir del intervalo entre percentil 25 de las localidades de referencia y el mínimo valor registrado para las localidades impactadas, el cual se dividió en tres para hallar los rangos del índice en estas categorías (Villamarín et al., 2013).

Se hizo una validación preliminar del IMARBO, para lo cual se utilizó una base de datos de macroinvertebrados proveniente del trabajo de Luna (2009) realizado en la quebrada Mamarramos y en un sector del río Cane en el SFFI. Se seleccionó ese estudio por su ubicación en el Departamento de Boyacá, la cercanía de esa cuenca hidrográfica al área del presente estudio, sus usos y actividades antrópicas diferentes, el empleo de la misma metodología de muestreo de macroinvertebrados, la disponibilidad de las bases de datos con los valores de las métricas y el uso del QBR. El método de validación consistió en la aplicación del índice multimétrico desarrollado en esta propuesta a la base de datos independiente de Luna (2009); para ello, se obtuvieron los valores de las métricas en cada sitio mediante las ecuaciones de estandarización y se determinó la calificación ecológica de cada localidad trabajada por ese autor. Posteriormente, se calculó la ED de las variables constitutivas del IMARBO para determinar su aplicabilidad a las microcuencas de Iguaque.

## Resultados

### Caracterización ambiental de la cuenca

Las características físicas y químicas de los ríos estudiados permitieron separarlos en dos grupos, uno con condiciones de mayor contaminación compuesto por el río Chicamocha y las quebradas Nobsas y Malsitio y otro con aguas menos deterioradas correspondiente a los ríos Monguí y Gámeza. En el primer grupo, las conductividades fueron altas (500 a 800  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), el oxígeno disuelto fue relativamente bajo, con porcentajes de saturación entre el 60 y el 80%, y los nutrientes tuvieron mayores concentraciones con amplias variaciones (fosfatos entre 0,08 y 0,35  $\text{mg L}^{-1}$   $\text{PO}_4^{-3}$  y nitratos entre 0,4 y 1,2  $\text{mg L}^{-1}$   $\text{NO}_3$ ). En los ríos más limpios la conductividad fue baja (30 a 50  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), el oxígeno alcanzó saturaciones entre el 90 y el 100%, y los nutrientes fueron menores (fosfatos alrededor de 0,03  $\text{mg L}^{-1}$   $\text{PO}_4^{-3}$  y nitratos entre 0,2 y 0,4  $\text{mg L}^{-1}$   $\text{NO}_3$ ). Las cargas de  $\text{DBO}_5$  y DQO en el río Chicamocha fueron dos a tres veces más elevadas que las de los demás cursos de agua, lo cual muestra con claridad el efecto en su cuenca alta de los vertimientos domésticos y urbanos de ciudades como Tunja, Paipa y Sogamoso. El pH tuvo una variación relativamente amplia en la cuenca (7,8 a 8,5). Los datos completos de las variables físicas y químicas se presentan como material suplementario (Tabla S1).

La diferenciación mostrada por la fisicoquímica del agua también se manifestó en los índices que evalúan la calidad del bosque de ribera, la diversidad de hábitats fluviales y la perturbación antrópica (Tabla 3). Los ríos Monguí y Gámeza presentaron una alta diversidad de hábitats (IHF), favorecida por velocidades de la corriente variadas (desde lenta y profunda, hasta rápida y somera, pasando por lenta y somera y rápida y profunda), diferencias en los tipos de sustratos (piedras, cantos, gravas, arenas) y las diversas profundidades. Las quebradas Malsitio y Nobsas tuvieron un IHF entre medio y bajo, influenciado por la menor velocidad de la corriente, un cauce menor y mayor homogeneidad en el sustrato. El río Chicamocha presentó en la cuenca alta dos estaciones con baja diversidad de hábitats, pero en su cuenca media este índice se incrementó por la pendiente y los aportes de los ríos Monguí y Gámeza que desembocan en él. El QBR estuvo entre 10 y 60 puntos (Tabla 3), con los mayores valores en los ríos Monguí y Gámeza, cuyos canales fluviales no presentaron ningún tipo de alteración, mientras que los demás cuerpos de agua tienen canalizaciones o reducciones del cauce por modificaciones de las terrazas, ya sea por la presencia de vías o por cultivos agrícolas. La valoración de la perturbación (VPP) evidenció que los ríos Monguí y

Gámeza fueron los únicos con condiciones óptimas, con actividades antrópicas que generaron poca alteración. Según los resultados de los índices de valoración ecológica rápida, las estaciones de referencia correspondieron a tres puntos de muestreo, uno en el río Gámeza y dos en el río Monguí (Tabla 3). Estos sitios se caracterizaron por tener parches de vegetación ribereña de árboles y arbustos nativos, una mayor diversidad de hábitats fluviales, con sustratos de rocas, cantos, gravas y arenas y zonas de rápidos y pozos, además de una menor intervención antrópica directa sobre sus causes.

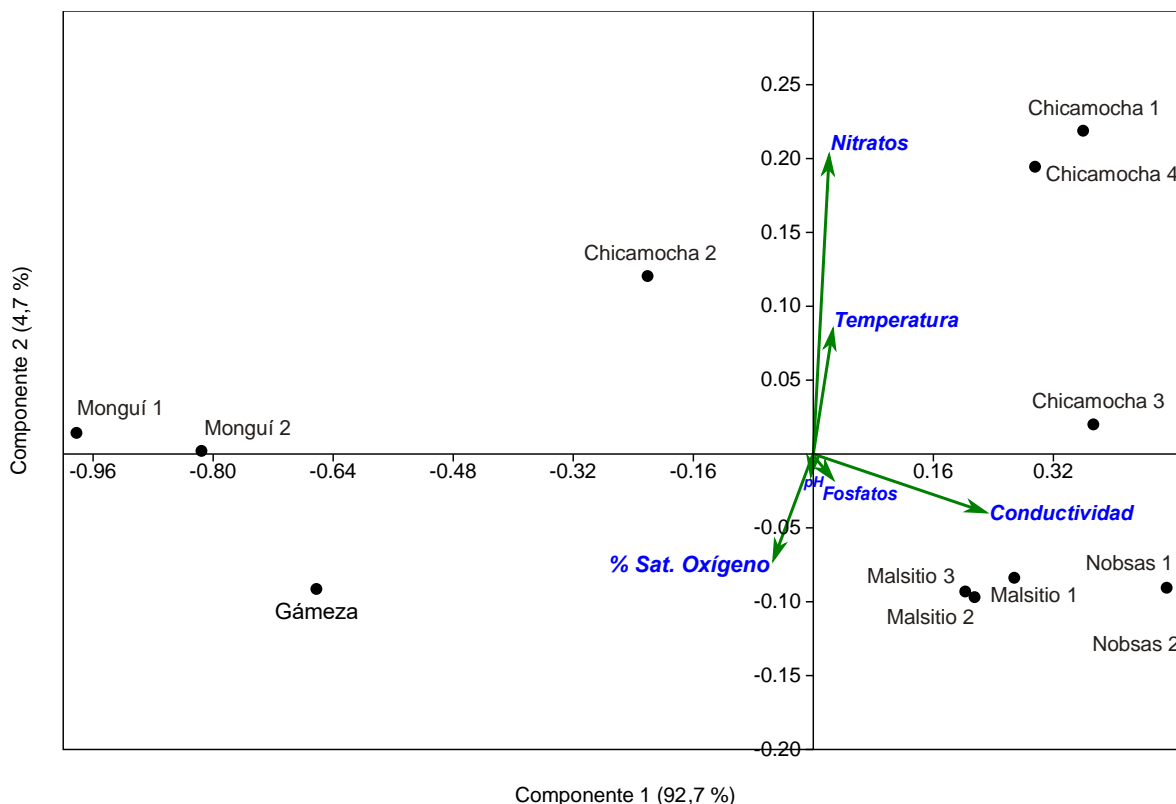
**Tabla 3.** Valores de los índices de Hábitat Fluvial (IHF), Calidad del Bosque de Ribera (QBR) y Valoración por Perturbación (VPP) para las estaciones de muestreo en las cuencas alta y media del río Chicamocha. Las abreviaturas de los puntos de muestreo corresponden a las de la Tabla 1. Las estaciones de referencia se encuentran sombreadas

Estaciones Índices	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	Mal 1	Mal 2	Mal 3	Nob 1	Nob 2
IHF	43	54	27	24	71	73	73	59	59	60	44	41
QBR	25	35	10	15	55	60	60	40	50	35	25	35
VPP	1,3	1,7	1,3	1,7	3,67	3	3,67	1,7	2,3	2,3	2,3	7

### Desarrollo del IMARBO

El primer eje del ACP (Figura 2) explicó el 92,7% de la varianza. Según este análisis, el gradiente de estrés de la cuenca estuvo determinado por la conductividad eléctrica (valor propio 0,975) y por el porcentaje de saturación de oxígeno (valor propio -0,147), debido a que estas variables presentaron el mayor peso con respecto al primer eje del ordenamiento. La saturación de oxígeno está inversamente relacionada con la temperatura del agua, por lo cual sus vectores van en direcciones opuestas. Los valores altos de conductividad se asociaron de forma positiva con las estaciones del río Chicamocha y de las quebradas Malsitio y Nobsas. Para el componente 2 (eje vertical), los nitratos y la temperatura del agua mostraron también cercanía a las estaciones del río Chicamocha. Estos ríos presentan vertimientos industriales y actividades mineras en sus cercanías. De otro lado, las estaciones de los ríos Monguí y Gámeza respondieron de forma negativa a la conductividad y presentaron cierta tendencia a mayores valores de saturación de oxígeno. El alto porcentaje de la varianza explicado por el primer eje del ACP, refuerza su utilización como gradiente de estrés ambiental de la cuenca para la definición y calibración del IMARBO.

La composición, la abundancia y los gremios tróficos de los invertebrados colectados en cada tramo muestreado se presentan como material suplementario (Tabla S2). De las 21 métricas candidatas para conformar el IMARBO se seleccionaron ocho que presentaron una alta correlación de Spearman ( $\geq 6$  o  $\leq -6$ ) con el gradiente de estrés detectado por el ACP. De estas ocho métricas se excluyeron las que tuvieron una alta correlación entre ellas (Spearman  $\geq 7$  o  $\leq -7$ ), con lo cual se dejaron finalmente seis métricas. Las seis métricas presentaron una ED  $\geq 88,9\%$ , es decir, tuvieron una alta efectividad en la segregación de las estaciones (Tabla 4).



**Figura 2.** Análisis de componentes principales (ACP) con la ubicación de las estaciones de muestreo según el gradiente ambiental definido por las variables físicoquímicas

La estandarización de cada métrica permitió generar los espectros de variación y obtener la calificación para cada tramo de muestreo. Las fórmulas utilizadas en la estandarización (Tabla 5) y la categorización de las escalas de variación del índice con base en los percentiles 75 y 25 de las localidades de referencia (Tabla 6), permitieron establecer la calidad ecológica de los cuerpos de agua de la cuenca; a cada escala de los índices se asoció un color para su posible representación cartográfica.

**Tabla 4.** Métricas seleccionadas para la elaboración del IMARBO en las cuencas alta y media del río Chicamocha. Se presenta el atributo ecológico, la respuesta hipotética ante la perturbación, la Eficiencia Discriminativa (ED) y la correlación (Spearman) de cada métrica con el gradiente ambiental


Métrica	Atributo ecológico	Respuesta hipotética ante la perturbación antropogénica	ED	Valor de la correlación de Spearman con el gradiente ambiental
Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	Riqueza y composición taxonómica	Disminuye	100%	-0,87
% de riqueza de Ephemeroptera	Composición taxonómica (% de riqueza)	Disminuye	100%	-0,89
% de riqueza de Plecoptera	Composición taxonómica (% de riqueza)	Disminuye	100%	-0,65
Abundancia total de individuos	Abundancia	Variable, pero con tendencia a la disminución	100%	-0,78
% Filtradores	Composición trófica (% de abundancia)	Variable; disminuye con incremento en sedimentos inorgánicos; aumenta con mayor cantidad de sedimentos orgánicos	88,90%	-0,72
BMWP/Col	Tolerancia	Disminuye	88,90%	-0,76

**Tabla 5.** Métricas del IMARBO para las cuencas alta y media del río Chicamocha con las fórmulas de estandarización

Métrica	Percentil 95	Valor mínimo	Fórmula de estandarización (X= valor de la métrica)
Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	9	0	$(100 * (X/(9 - 0)))$
% Ephemeroptera	76	0	$(100 * (X/(76 - 0)))$
% Plecoptera	4	0	$(100 * (X/(4 - 0)))$
Abundancia total de individuos	158	18	$(100 * (X/(158 - 18)))$
% Filtradores	19	0	$(100 * (X/(19 - 0)))$
BMWPCol	119	3	$(100 * (X/(119 - 3)))$



**Tabla 6.** Integridad biótica de la comunidad de invertebrados y calificación de la calidad ecológica de los cuerpos de agua de las cuencas alta y media del río Chicamocha con base en los valores del IMARBO.

<b>Integridad biótica</b>	<b>Calidad ecológica</b>	<b>Rango del IMARBO</b>	<b>Color</b>
Muy alta	Muy Buena	>84	
Alta	Buena	58 - 83	
Media	Moderada	40 - 57	
Baja	Mala	22 - 39	
Muy baja	Pésima	3 - 21	

### **Aplicación del IMARBO a los ríos de las cuencas alta y media del río Chicamocha y su validación con datos independientes**

Como era de esperar, los valores más altos del IMARBO se presentaron en las estaciones de referencia de los ríos Monguít y Gámeza, mientras que las demás estaciones tuvieron en general índices en las categorías de Mala a Pésima calidad ecológica (Tabla 7). En los ríos de mejor calidad se destacaron los altos porcentajes de taxones sensibles a la degradación, como efemerópteros, plecópteros, tricópteros y simúlidos; estos últimos pertenecen al gremio trófico de los filtradores. El BMWP/Col de las quebradas Malsitio y Nobsas señaló condiciones de contaminación ligera a moderada en sus aguas, pero el IMARBO mostró que la calificación de estos ríos fue de Pésima calidad; solo la estación Malsitio 2 exhibió un índice un poco más alto, correspondiente a la categoría de Mala calidad ecológica. El río Chicamocha fue de calidad Pésima, con los índices más bajos de toda la cuenca, indicativos de la fuerte degradación que generan los vertimientos urbanos e industriales sobre este cuerpo de agua.

**Tabla 7.** Calidad ecológica de los ríos de las cuencas alta y media del río Chicamocha según el IMARBO. Las abreviaturas de los puntos de muestreo son las indicadas en la Tabla 1. Los valores del IMARBO corresponden al promedio de las métricas estandarizadas de acuerdo con las fórmulas de la Tabla 5. Se asignan los colores establecidos en la Tabla 6 para facilitar la interpretación.

<b>Estación Métrica</b>	<b>Chi c 1</b>	<b>Chic 2</b>	<b>Chi c 3</b>	<b>Chi c 4</b>	<b>Gam 1</b>	<b>Mon 1</b>	<b>Mon 2</b>	<b>Mal 1</b>	<b>Mal 2</b>	<b>Mal 3</b>	<b>Nob 1</b>	<b>Nob 2</b>
Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	0	11,2	0	0	67,5	101,3	45,0	22,5	22,5	11,2	22,5	0
% Ephemeroptera	0	19,6	0	0	84,4	50,4	100,6	0	0	0	7,3	0
% Plecoptera	0	0	0	0	17,3	103,4	0	0	0	0	0	0
Abundancia total de individuos	32,1	33,5	14,9	14,9	113	94,9	97,0	32,8	84,2	46,4	12,8	57,8
% Filtradores	0	101,7	0	0	56,8	47,9	46,9	0	27,0	0	0	0
BMWP/Col	4,3	35,4	5,1	2,5	75,2	103,7	56,1	47,5	60,5	31,1	29,3	41,4
<b>Valor del IMARBO</b>	<b>6</b>	<b>34</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>69</b>	<b>84</b>	<b>58</b>	<b>17</b>	<b>32</b>	<b>15</b>	<b>12</b>	<b>17</b>

La aplicación del IMARBO a la base de datos de la comunidad de macroinvertebrados del trabajo de Luna (2009) en el SFFI (Tabla 8), mostró que la ED fue del 80%, con lo cual se puede afirmar que el IMARBO puede diferenciar correctamente entre estaciones de referencia e impactadas. Como resultado de esta validación preliminar, se designaron dos estaciones con una calidad ecológica Muy Buena, cuatro con una calidad Buena, dos con Moderada y una en el rango de Mala calidad. Luna (2009) determinó la calidad del agua de sus estaciones de muestreo a través de índices fisicoquímicos, pero sus resultados evidenciaron la poca sensibilidad de estos métodos para diferenciar la calidad de las estaciones. Solo discriminó dos estaciones de referencia como de buena calidad y a las otras siete las catalogó en un nivel de contaminación alto.

**Tabla 8.** Validación preliminar del IMARBO con la base de datos de Luna (2009) para ríos del Santuario de Flora y Fauna Iguaque. Los valores del IMARBO corresponden al promedio de las métricas estandarizadas de acuerdo con las fórmulas de la Tabla 5. Se asignan los colores establecidos en la Tabla 6 para facilitar la interpretación.

Métrica	Sector Carrizal			Sector Ortigal		Sector Chaina		Sector Villa de Leyva	
	Alto	Medio	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	San Agus.	San Franc.
Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	133,3	166,6	116,6	133,3	100	116,6	116,6	100	66,6
% Ephemeroptera	47,6	47,8	101,6	52,8	3,0	21,6	94,8	18,4	1,6
% Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abundancia total de individuos	122,6	105,3	34,7	40,0	32,6	28,0	25,5	27,3	125,5
% Filtradores	0,5	12,3	0,5	0	0	6,6	0	18,9	100
BMWPCol	197,3	196,0	127,6	140,7	98,6	119,7	127,6	160,5	97,3
<b>Valor del IMARBO</b>	<b>84</b>	<b>88</b>	<b>64</b>	<b>61</b>	<b>39</b>	<b>49</b>	<b>61</b>	<b>54</b>	<b>65</b>

## Discusión

En el presente estudio, las distintas variables abióticas y ecológicas presentaron diferencias evidentes entre los cuerpos de agua debido a las actividades antrópicas diversas que se presentan en las cuencas alta y media del río Chicamocha. Los protocolos de evaluación ecológica rápida (IHF, QBR, VPP) constataron las presiones intensas sobre la cuenca ejercidas por las actividades mineras e industriales ligadas a la producción de carbón coque, fabricación de ladrillo, cemento y acero, así como por las actividades de centros urbanos y rurales y por la agricultura y la ganadería. De los índices mencionados, el QBR mostró que en la cuenca existen fuertes presiones sobre la vegetación ribereña para todos los ríos muestreados. Esta acentuada alteración se refleja en la pérdida de la cobertura vegetal nativa, pues en ningún caso se presentó un bosque de ribera que superara los 10 m de ancho. Los datos aportados por el QBR son muy significativos, ya que los bosques ribereños tienen una influencia importante en el buen funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, dado su efecto sobre las tasas de crecimiento, la abundancia y la estructura de las comunidades acuáticas (Vannote et al., 1980; Cummins et al., 1989; Stanley et al., 1991; Naiman et al., 2005; Granados-Sánchez et al., 2006). Su pérdida, que llega a más del 90% en el río Chicamocha, se derivada de las actividades de explotación y de las labores agropecuarias. Junto con las

modificaciones morfológicas en las terrazas de los ríos Chicamocha y Malsitio y la canalización del río Nobsas, dichas modificaciones son las causantes principales de la perturbación encontrada en las zonas ribereñas de los ríos estudiados. Por su parte, el VPP indicó condiciones medianas a fuertemente perturbadas en todos los ecosistemas fluviales (a excepción de los ríos Monguquí y Gámeza), dada la elevada actividad agrícola, las descargas urbanas, las captaciones y vertimientos industriales y las actividades mineras que se realizan sobre o en cercanías a dichas corrientes.

El índice multimétrico desarrollado en este estudio permitió definir, dentro de las cuencas alta y media del río Chicamocha, ríos con Muy Buenas y Buenas calidades ecológicas, así como otros con calidades Malas a Pésimas. En este proceso, el ACP, que se ha aplicado frecuentemente y con éxito en todo tipo de índices (Hering et al., 2006; Pinilla et al., 2010; Martínez y Pinilla, 2018), fue una técnica adecuada para detectar el gradiente de estrés. El IMARBO presentó una alta eficiencia discriminativa ( $ED \approx 100\%$ ) y una elevada correlación con el gradiente de perturbación ( $R^2 = 0,89$ ), superior a la correlación con el mismo gradiente que mostraron por separado el EPT ( $R^2 = 0,75$ ) y el BMWP/Col ( $R^2 = 0,58$ ). Además, el IMARBO tiene la ventaja de incorporar distintos atributos ecológicos, provenientes de las seis métricas finalmente seleccionadas que componen el índice, tales como la riqueza (índice EPT), la composición (% de Ephemeroptera y de Plecoptera), la abundancia (abundancia total), el modo de alimentación (% de filtradores) y el grado de tolerancia a la contaminación (BMWP/Col). Esto permite subsanar en parte las críticas que se le han hecho al índice BMWP, en el sentido de que no considera la abundancia de los taxones ni otras características ecológicas de las comunidades (Paisley et al., 2014; Monaghan, 2016). Se logra así una aproximación más ajustada a la indicación biológica que ofrecen las comunidades de invertebrados acuáticos. A pesar de estos aspectos positivos del IMARBO, es necesario indicar que su aplicabilidad se ve limitada por los inconvenientes taxonómicos en la identificación de los organismos, la cual requiere la participación de especialistas en los distintos grupos de invertebrados.

El IMARBO permitió designar a los ríos Monguquí y Gámeza como sistemas de calidad ecológica Muy Buena y Buena respectivamente. En estos sistemas se destacó la alta abundancia total de individuos, entre los que encontró un gran porcentaje de taxones sensibles a la degradación según el índice BMWP/Col, tales como efemerópteros, plecópteros, tricópteros y simúlidos. Los simúlidos y algunos tricópteros pertenecen al gremio trófico de los filtradores, los cuales tienden a verse perjudicados por una mayor cantidad de sedimentos inorgánicos en aguas contaminadas, ya que sus mecanismos de filtración se ven obstruidos

(Fossati et al., 2001). Este conjunto de taxones sensibles se presentó en los tramos con mayores concentraciones de oxígeno disuelto, conductividades bajas e índices de hábitat fluvial altos. Por su parte, aunque las quebradas Malsitio y Nobsas presentaron valores del BMWP/Col indicativos de aguas con contaminación ligera a moderada, el IMARBO muestra que en realidad sus calificaciones son de Pésima calidad, probablemente por la contaminación que presentan por sólidos disueltos, principalmente por las actividades mineras desarrolladas en sus microcuencas. Hay que considerar que el índice propuesto se basa en un número pequeño de tramos y que se requiere en el futuro tratar de hallar estaciones de referencia mejor conservadas, por lo que la aplicabilidad de este índice multimétrico debe asumirse con precaución y como una primera aproximación a la evaluación de la integridad biótica de los ríos de la cuenca. Aun así, los resultados evidencian cierta mayor sensibilidad y precisión del IMARBO para describir la calidad ecológica de los cuerpos de agua, en comparación con el índice unimétrico BMWP/Col, ya que este último tipo de métodos parecen ser menos sensitivo a las perturbaciones (Prat et al., 1999; Bonada et al., 2006; Couceiro et al., 2012).

Los valores del IMARBO muestran la integridad biótica de las comunidades de macroinvertebrados pero no permiten diferenciar los tipos de perturbaciones que ocasiona su deterioro. Dichas fuentes de degradación deben valorarse directamente a través de la información ambiental complementaria de que disponga. Así por ejemplo para el caso del río Chicamocha, los vertidos urbanos e industriales son los que incrementan la cantidad de iones disueltos y la temperatura del agua; además, sus cargas de DQO y DBO<sub>5</sub> son altas. Estos factores ocasionan, respectivamente, una disminución en la capacidad de saturación del oxígeno proveniente de la atmosfera y un alto consumo del poco oxígeno disuelto, lo que a su vez origina bajas abundancias de macroinvertebrados y ausencia de familias sensibles a este tipo de degradación, con lo cual la calificación del IMARBO indica una Pésima calidad. La comunidad de macroinvertebrados en la estación Chicamocha 2 mostró un menor deterioro, debido posiblemente a que la confluencia con el río Monguí en este sector produce un efecto de dilución de la contaminación.

La aplicación del IMARBO a la base de datos independiente de Luna (2009) permitió un acercamiento inicial a la validación de su eficacia como método de indicación de la calidad ecológica de otros ríos similares. Este fue un ejercicio preliminar que requerirá comprobaciones más detalladas y con otros conjuntos de datos a fin de establecer su validez real. En su estudio de los ríos del SFFI, Luna (2009) aplicó varios índices unimétricos y fisicoquímicos (p.e. BMWP/Co, ICOMO, ICOL) y concluyó que solo dos estaciones de nueve evaluadas no estaban contaminadas. Estos dos sitios estuvieron dentro del Santuario y

presentaron bosques de ribera amplios y bien conservados, mientras que las restantes siete estaciones mostraron niveles altos de contaminación orgánica y cantidades elevadas de coliformes fecales, con valores de los índices unimétricos muy similares entre sí. Luna (2009) sugiere que es necesario ajustar el BMWP/Col a las características de los cuerpos de agua del SFFI, dado que no hay una adecuada segregación de los rangos de calidad. Con la aplicación del IMARBO a los datos del SFFI, se obtuvo en cambio una buena eficiencia discriminativa entre los sitios de referencia y los perturbados ( $ED = 80\%$ ), que permitió diferenciar las dos estaciones con una calidad ecológica Muy Buena de las restantes localidades, cuatro de las cuales tuvieron una calidad Buena, dos Moderada y una fue de Mala calidad.

Es claro que será necesario ampliar el número de ríos y tramos utilizados para la validación, con lo cual se caracterizará de mejor manera la eficacia del índice como herramienta de evaluación ecológica. Aún con la limitada validación realizada, los resultados permiten ver un grado apreciable de sensibilidad del IMARBO para distinguir con aceptable precisión la calidad ecológica en el gradiente de estrés, en comparación con los índices unimétricos y fisicoquímicos con los que trabajó Luna (2009). Basado en dichos índices, ese autor sobreestimó tanto la contaminación como la pureza de las aguas, con lo cual solo pudo ver los dos extremos del gradiente. Gracias a las métricas que componen el IMARBO, tales como la presencia de las familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera y el porcentaje de filtradores, es posible ver a lo largo del gradiente de estrés el cambio en la composición de la comunidad de macroinvertebrados y la disminución paulatina de dichos taxones en las estaciones con menores calidades ecológicas. Esta inclusión de los aspectos de composición y abundancia permite remediar la presunta incompatibilidad descrita por Luna (2009) entre el BMWP/Col y los índices fisicoquímicos de calidad. Los resultados promisorios del índice propuesto hacen aún más importante llevar a cabo estudios futuros que amplíen la toma de suficientes réplicas y el muestreo de una mayor diversidad de condiciones de los tramos fluviales que se quieran caracterizar, con lo cual el proceso de bioindicación ganará una mayor precisión sobre la evaluación del estrés ambiental a través de las comunidades de macroinvertebrados.

Bonada et al. (2006) indican que cuando se trabaja a la escala regional (cuenca hidrográfica), el uso de los índices multimétricos tiene un gran valor científico y de clasificación de los cuerpos de agua. Esto se ha demostrado en diversos estudios (Armitage et al., 1983; Munné y Prat, 2009; Pinilla-Agudelo et al., 2014; Martínez y Pinilla, 2018) y es también el caso del IMARBO desarrollado para la cuenca del río Chicamocha. Aunque las aproximaciones

multimétricas son idóneas para estudiar la calidad ecológica de los ríos de una cuenca (Bersosa-Vaca y Ulloa-Vaca, 2018), estas evaluaciones se pueden complementar con análisis a escala local y más específica, para la cual los índices de calidad fisicoquímica del agua (ICAs) y los índices unimétricos (p.e. BMWP) son apropiados. En la cuenca del río Chicamocha se han hecho principalmente evaluaciones puntuales y los acercamientos multiescalares han sido limitados. En su propuesta de un índice multimétrico fluvial (Índice de Estado Limnológico Riverino-IELr), que contrastaron con algunos ICAs locales en varios ríos de Boyacá, Martínez y Pinilla (2018) confirman la utilidad de considerar varias escalas.

Puesto que la metodología para la elaboración de índices de integridad biótica como el IMARBO requiere el establecimiento de condiciones de referencia, lo cual implican el muestreo de un amplio número de sitios, desde aquellos mejor conservados hasta los más impactados a fin de tener un gradiente suficientemente amplio de estrés ambiental, su empleo a escala local o de un solo tramo parece ser limitado. Este tipo de índices aporta información más provechosa cuando se utilizan a escalas amplias (regionales o de cuenca). En consecuencia, para evaluar, por ejemplo, el efecto puntual de un vertimiento, sería más eficaz y tendría un menor esfuerzo de análisis el uso de índices unimétricos. Sin embargo, si se dispone de suficiente información histórica que permita incrementar gradualmente el conocimiento sobre los invertebrados de una determinada región, es claro que la utilización de los índices multimétricos es una opción que aportaría una comprensión más precisa y confiable de los procesos de deterioro de los ríos colombianos.

El IMARBO tendría probables aplicaciones en actividades como la valoración de la restauración ecológica y el seguimiento de los procesos de ordenamiento y planificación de las cuencas hidrográficas, pero para ello se necesitará, como ya se ha mencionado, complementarlo con una base muestral más completa. Por el momento, debe tomarse como una propuesta preliminar que tendría la posibilidad de convertirse en una herramienta apropiada para valorar los procesos de rehabilitación ecológica fluvial. Además, permitiría afinar los objetivos de este tipo de acciones de recuperación (por ejemplo, alcanzar un determinado estado de calidad del río) y podría funcionar como una forma de optimización de sus procesos. Dado su carácter multimétrico y su requerimiento de un suficiente número de sitios de referencia, podría ser una buena herramienta para valorar los cuatro grupos de acciones fundamentales en los programas de restauración de los ríos, descritos por Lindig-Cisneros y Zambrano (2007), a saber: los cambios del régimen hídrico, las modificaciones químicas, las alteraciones de la estructura de las comunidades de organismos y el incremento en la heterogeneidad de los hábitats fluviales.

### **Agradecimientos**

Los autores agradecen al programa de Maestría en Ciencias Biología de la Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá, a la empresa Biota Especialistas SAS, al grupo de investigación “Biodiversidad, Biotecnología y Conservación de Ecosistemas” del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia, y a los revisores, cuyos oportunos aportes permitieron mejorar el documento.

### **Conflicto de intereses**

El manuscrito fue preparado y revisado por los autores, quienes declaran no tener ningún conflicto de interés que ponga en riesgo la validez de los resultados presentados.

### **Contribuciones de autoría**

Vera-Sánchez, D-A. concibió la idea del estudio, realizó los muestreos e hizo las mediciones y análisis de los resultados y Pinilla-Agudelo, G., asesoró y participó en el análisis e interpretación de la información y colaboró en la redacción del texto final.

### **Bibliografía**

Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., Prat, N., 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica* 28(1), 35-64.

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF), 2012. Standard method for the examination of water and wastewater. 22a ed. Washington, DC.

Armitage, P., Moss, D., Wrihr, J., Fuise, M., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Wat. Res.* 17, 333-347. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90188-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4)



Baptista, D., Buss, F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M., Nessimian, L., 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575, 83-94. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0286-x>

Barbour, M., Gerritsen, J., Snyder, B., Stribling, J., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, DC.

Bersosa-Vaca, F., Ulloa-Vaca, C., 2018. Utilización de índices evaluadores de la calidad del agua, basados en bioindicadores, en Ecuador. *Qualitas* 15, 6-22.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V., Statzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51, 495-523. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>

Carvacho, C., 2012. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limarí en Chile. Tesis de maestría. Facultad de Biología, Universitat de Barcelona, Barcelona, España.

Corporación Autónoma Regional de Boyacá (Corpoboyaca), 2006. Plan de ordenación y manejo ambiental de la cuenca alta del río Chicamocha. Cap. I: Diagnóstico. CORPOBOYACA, Tunja, Colombia.

Corporación Autónoma Regional de Boyacá (Corpoboyaca), 2009. Implementación tasas retributivas por vertimientos puntuales. Determinación de la meta global de descontaminación. CORPOBOYACA, Tunja, Colombia.

Couceiro, S., Hamada, N., Forsberg, B., Pimentel, P., Luz Da, S., 2012. Macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecol. Indic.* 18(1), 118-125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>

Cummins, K., Wilzbach, M., Gates, D., Perry, J., Taliaferro, W., 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience* 39, 24-30. DOI: <https://doi.org/10.2307/1310804>

DeShon, J., 1995. Development and application of the Invertebrate Community Index (ICI). En: Davis, W., Simon, T. (Eds.), *Biological assessment and criteria. tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. pp. 217-243.

Domínguez, E., Fernández, H., 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Fernández, R., Vincenzo, S., Smits, G., 2018. Evaluación de los hifomicetos acuáticos como bioindicadores de calidad ambiental en el río Chirgua (Bejuma, Venezuela). *Gest. Ambient.* 21(1), 82-94. DOI: <https://doi.org/10.15446/ga.v20n1.62241>

Fossati, O., Wasson, J., Hery, C., Marin, R. Salinas, G., 2001. Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrate communities in clear water Andean streams (Bolivia). *Arch. Hydrobiol.* 151(1), 33-50. DOI: <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/151/2001/33>

Gerritsen, J., Burton, J., Barbour, M., 2000. *A Stream Condition Index (SCI) for West Virginia wadeables streams*. Tetra Tech, Environmental Protection Agency, Owings Mills, MD.

González, V., Caicedo, O., Aguirre, N., 2013. Aplicación de los índices NSF, DINIUS y BMWP para el análisis de la calidad de agua de la Quebrada La Ayurá, Antioquia Colombia. *Gest. Ambient.* 16(1), 97-108.

Granados-Sánchez, D., Hernández-García, M., López-Ríos, G., 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Rev. Chapingo Ser. Cie.* 12(1), 55-69.

Hammer, Ø., Harper, D., Ryan, P., 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Electron.* 4(1), 9.

Hering, D., Feld, C., Moog, O., Ofenböck, T., 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the

European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566, 311-324. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0087-2>

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (Instituto Humboldt), 2014. Caracterización socioeconómica y cultural del complejo de páramos Tota-Bijagual-Mamapacha. Pontificia Universidad Javeriana; Universidad del Rosario, Bogotá, DC.

Karr, J., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6), 21-27. DOI: [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:AOBIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AOBIUF>2.0.CO;2)

Karr, J., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.* 1(1), 66-84. DOI: <https://doi.org/10.2307/1941848>

Karr, J., Dudley, D., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environ. Manage.* 5(1), 55-68. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF01866609>

Klemm, D., Blocksom, K., Fulk, F., Herlihy, A., Hughes, R., Kaufmann, P., Peck, D., Stoddard, J., Thoeny, W., Griffith, M., Davies, W., 2003. Development and evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Integrity Index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. *Environ. Manage.* 31(5), 656-669. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2945-7>

Lenat, D., 1988. Water quality assessment using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7(3), 222-233. DOI: <https://doi.org/10.2307/1467422>

Lindig-Cisneros, R., Zambrano, L., 2007. Aplicaciones prácticas para la conservación y restauración de humedales y otros ecosistemas acuáticos. En: Sánchez, O., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R., Zambrano, L. (Eds.), *Perspectivas sobre la conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, U.S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, México, DF. pp. 167-188.

Luna, H., 2009. Estudio preliminar del uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua en la Quebrada Mamarramos y en un sector del Río

Cane en el Santuario de Flora y Fauna Iguaque. Tesis de especialización. Facultad de Ciencias, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia.

Manrique-Abril, F., Manrique-Abril, D., Manrique-Abril, R., Bonilla, M., 2006. Contaminación de la Cuenca Alta del Río Chicamocha y algunas aproximaciones sobre la salud humana. *Rev. Salud. Hist. Sanid. On-line* 1(1), 10-22.

Martínez, I.D., Pinilla, G.A., 2018. Índice de Estado Limnológico Fluvial para los ríos de la Cuenca Alta del Río Chicamocha, Boyacá-Colombia. *Luna Azul* 46, 125-144. DOI: <https://doi.org/10.17151/luaz.2018.46.8>

Maxted, J., Barbour, M., Gerritsen, J., Poretti, V., Primrose, N., Silvia, A., Penrose, D., Renfrow, R., 2000. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19(1), 128-144. DOI: 10.2307/1468286

Mazzoni, A., Lanzer, R., Schafer, A., 2014. Tolerance of benthic macroinvertebrates to organic enrichment in highland streams of northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 26(2), 119-128. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000200003>

Merritt, R., Cummins, K., 2008. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hunt Pub., Dubuque, IA.

Monaghan, K., 2016. Four reasons to question the accuracy of a biotic index; the risk of metric bias and the scope to improve accuracy. *PLoS One* 11(7), e0158383. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158383>

Moya, N., Domínguez, E., Goitia, E., Oberdorff, T., 2011. Desarrollo de un índice multimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la integridad biológica en ríos de los valles interandinos de Bolivia. *Ecol. Austral* 21, 135-147.

Moya, N., Tomanova, S., Oberdorff, T., 2007. Initial development of a multimetric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* 589, 107-116. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0725-3>

Munné, A., Prat, N., 2009. Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers. An intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia* 628, 203-225. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9757-1>

Munné, A., Solà, C., Pagès, J., 2006. HIDRI: Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos. Agència Catalana de l'Aigua, Barcelona, España.

Naiman, R., Décamps, H., McClain, M., 2005. Riparia. Ecology, conservation, and management of streamside communities. Elsevier, San Diego, CA. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-012663315-3/50010-1>

Paisley, M., Trigg, D., Walley, W., 2014. Revision of the Biological Monitoring Working Party (BMWP) score system: derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River. Res. Appl.* 30(7), 887-904. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.2686>

Pérez, R., Pineda, R., Medina, M., 2007. Integridad biótica de ambientes acuáticos. En: Sánchez, O., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R., Zambrano, L. (Eds.), *Perspectivas sobre la conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, U.S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, México, DF. pp. 71-111.

Pinilla, G., Duarte, J., Vega, L., 2010. Índice de estado limnológico (IEL) para evaluar las condiciones ecológicas de las ciénagas del Canal del Dique, Colombia. *Acta Biol. Colomb.* 15(2), 169-188.

Pinilla-Agudelo, G., Rodríguez-Sandoval, E., Camacho-Botero, L., 2014. Propuesta metodológica preliminar para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), Colombia. *Acta Biol. Colomb.* 19(1), 43-60. DOI: <https://doi.org/10.15446/abc.v19n1.38040>

Prat, N., Munné, A., Solà, C., Bonada, N., Rieradevall, M., 1999. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación a ríos mediterráneos. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 58(1-2), 181-192.

Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., Rieradevall, M., 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de las aguas. En: Domínguez, E., Fernández, H. (Eds.), *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina. pp. 631-654.

Reynoldson, T., Norris, R., Resh, V., Day, K., Rosenberg, D., 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 6(4), 833-852. DOI: <https://doi.org/10.2307/1468175>

Ríos-Touma, 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.* 62(Supl. 2), 249-273. DOI: <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15791>

Roldán, G., 1996. *Guía para el estudio de macroinvertebrados del Departamento de Antioquia*. Fondo FEN COLOMBIA, COLCIENCIAS, Universidad de Antioquia, Bogotá, DC.

Roldán, G., 2003. *Bioindicación de la calidad de agua en Colombia, uso del método BMWP/Col*. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

Roldán, G., Ramírez, J., 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. 2ª ed. Editorial Universidad de Antioquia, Universidad Católica de Oriente, Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Medellín, Colombia.

Royer, T., Robinson, C., Minshall, G., 2001. Development of Macroinvertebrate-Based Index for bioassessment of Idaho Rivers. *Environ. Manage.* 27(4), 627-636. DOI: <https://doi.org/10.1007/s002670010175>

Sánchez-Montoya, M., Vidal-Abarca, M., Suárez, M., 2010. Comparing the sensitivity of diverse macroinvertebrate metrics to a multiple stressor gradient in Mediterranean streams and its influence on the assessment of ecological status. *Ecol. Indic.* 10(4), 896-904. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.01.008>

Segnini, S., 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16(2), 45-63.

Stanley, V., Swanson F., Mackee, W., Cummins, K., 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. Focus on links between land and water. *BioScience* 41(8), 540-551. DOI: <https://doi.org/10.2307/1311607>

Stribling, J., Jessup, B., White, J., Boward, D., Hurd, M., 1998. Development of a benthic index of biotic integrity for Maryland streams. Report N° CBWP-EA-98-3. Maryland Department of Natural Resources, Annapolis, MD.

Thorp, J., Covich, A., 2010. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. 3a ed. Academic Press, San Diego, CA.

Torralba, A., Ocharan, F., 2007. Comparación del muestreo de macroinvertebrados bentónicos fluviales con muestreador surber y con red manual en ríos de Aragón (NE Península Ibérica). *Limnetica* 26(1), 13-24.

Vannote, R., Minshall, G., Cummins, K., Sedell, J., Cushing, C., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130-137. DOI: <https://doi.org/10.1139/f80-017>

Vergara, E., Rodríguez, P., 2015. Presencia de mercurio, plomo y cobre en tejidos de *Oreochromis niloticus*: sector de la cuenca alta del Río Chicamocha, vereda Volcán, Paipa, Colombia. *Rev. P+L*, 10(2), 114-126. DOI: <https://doi.org/10.22507/pml.v10n2a10>

Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M., Barbour, M., Prat, N., 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecol. Indic.* 29, 79-92. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.006>

Walteros, J., Castaño, J., Marulanda, J., 2016. Ensamble de macroinvertebrados acuáticos y estado ecológico de la microcuenca Dalí-Otún, Departamento de Risaralda, Colombia. *Hidrobiológica* 26(3), 359-371. DOI: <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n3/Walteros>

Wantzen, K., Rueda-Delgado, G., 2009. Técnicas de muestreo de macroinvertebrados bentónicos. En: Domínguez, E., Fernández, H. (Eds.), *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina. pp. 17-45.

Weigel, B., Henne, L., Martínez-Rivera, L., 2002. Macroinvertebrate-based index biotic integrity for protection of stream in west central Mexico. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 21(4), 686-700. DOI: <https://doi.org/10.2307/1468439>

Wiseman, C., 2003. Multi-metric index development for biological monitoring in Washington State streams. Publication No. 03-03-035. Washington State Department of Ecology, Olympia, Washington, DC.

Yoder, C., Rankin, E., 1995. Biological criteria program development and implementation in Ohio. En: Davis, W., Simon, T. (Eds.), *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. pp. 109-144.



**Material Suplementario**

**Tabla S1.** Resultados de las variables físicas y químicas para las estaciones de muestreo en las cuencas alta y media del río Chicamocha.

Sitios Variables	Río Chicamocha				Río Gámeza	Río Monguí		Río Malsitio			Río Nobsas	
	1	2	3	4	1	1	2	1	2	3	1	2
Temperatura (°C)	21,4	14,9	21,6	20,7	12,5	12,2	13,4	14	16,1	19,4	16,3	14,1
pH	7,8	7,8	7,9	7,9	8,5	8,5	7,8	8	8,6	8,8	7,5	7,8
Oxígeno disuelto (mgL <sup>-1</sup> )	5,3	6,1	3,6	5,4	9,4	9,7	9,6	5,5	7,2	7,4	6,32	6,21
% Saturación de O <sub>2</sub>	65	66	44	65	97	99	101	58	79	87	71	66
Conductividad (µScm <sup>-1</sup> )	535	148	555	465	59	27	40	482	437	420	767	825
Sólidos disueltos totales (mgL <sup>-1</sup> )	307	128	293	114	39	28,9	28,2	239	238	237	607	687
Fosfatos (mgL <sup>-1</sup> P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	0,075	0,042	0,099	0,11	0,028	0,04	0,037	0,028	0,021	0,021	0,342	0,367
Nitratos (mgL <sup>-1</sup> N-NO <sub>3</sub> )	1,51	0,804	0,327	1,34	0,056	0,233	0,229	0,304	0,276	0,201	0,406	0,412
DBO <sub>5</sub> (mgL <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	7	7	7	8	2	2	2	2	2	2	2	2
DQO (mgL <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	12	11	12	12	1	1	1	4	5	5	8	7

**Tabla S2.** Composición, abundancia y gremios tróficos de las familias de invertebrados colectadas en cada tramo de muestreo de los ríos estudiados en las cuencas alta y media del río Chicamocha.

Familia	Gremio trófico	Chicamo cha 1	Chicamo cha 2	Chicamo cha 3	Chicamo cha 4	Game zá	Mong ui 1	Mong ui 2	Malsi tio 1	Malsi tio 2	Malsi tio 3	Subnob sas 1	Subnob sas 2	Abundan cia total por taxón
Glossiphoniidae	Recolector					2		2						4
Tubificidae	Recolector	40		16	2									58
Enchytraeidae	Recolector		1		13									14
Lumbricidae	Recolector			1	3						4			8
Haplotaxidae	Recolector			1										1
Nephilidae	Depredador											2	4	6
Pisauridae	Depredador									2	2	1		5
Hyalellidae	Recolector								15	12				27
Chrysomelidae	Depredador												3	3
Dytiscidae sp 1	Depredador												2	2
Dytiscidae sp 2	Depredador												2	2
Elmidae	Raspadores		1			1	4					1		7
Gyrinidae sp 1	Depredador								13	12			4	29
Gyrinidae sp 2	Depredador										3			3
Hydrophilidae	Depredador						1							1
Scirtidae	Raspador						1							1
Blephariceridae	Raspador					2	1	1						4
Ceratopogonidae	Depredador								2	1				3

Familia	Gremio trófico	Chicamo cha 1	Chicamo cha 2	Chicamo cha 3	Chicamo cha 4	Game zá	Mong ui 1	Mong ui 2	Malsi tio 1	Malsi tio 2	Malsi tio 3	Subnob sas 1	Subnob sas 2	Abundan cia total por taxón
Chironomidae sp 1	Recolector		1			29	8	10	1	20	37			106
Chironomidae sp 2	Recolector	3	19		3	1								26
Chironomidae sp 3	Recolector		9							5	1	4		19
Chironomidae sp 4	Recolector	2												2
Culicidae	Recolector			1						6	2	1	56	66
Dolichopodida e	Depredado r												4	4
Muscidae	Recolector									1				1
Simuliidae	Filtrador		9			17	12	12		6				56
Stratiomyidae	Recolector									3				3
Tipulidae sp 1	Desmenuz ador							1	2			1		4
Tipulidae sp 2	Desmenuz ador										1			1
Baetidae sp 1	Recolector		3			94	40	101						238
Baetidae sp 2	Recolector		1											1
Baetidae sp 3	Recolector		3			1	1	2				1		8
Leptohyphida e	Recolector					5	9	1						15
Leptophlebiid ae	Recolector					2	1							3
Gerridae	Depredado r								3					3
Mesovellidae	Depredado r						4							4
Noctuidae	Desmenuz ador			1										1
Pyralidae	Desmenuz ador											1	1	2

Familia	Gremio trófico	Chicamo cha 1	Chicamo cha 2	Chicamo cha 3	Chicamo cha 4	Game zá	Mong ui 1	Mong ui 2	Malsi tio 1	Malsi tio 2	Malsi tio 3	Subnob sas 1	Subnob sas 2	Abundan cia total por taxón
Aeshnidae sp 1	Depredado r								1	20	1		5	27
Aeshnidae sp 2	Depredado r								6	5				11
Coenagrionid ae	Depredado r									2				2
Corduliidae	Depredado r									10				10
Perlidae	Depredado r					1	5							6
Helicopsychid ae	Desmenuz ador					1	15	3						19
Hydrobiosida e	Depredado r						8	3	1			4		16
Hydropsychid ae	Recolector						1							1
Hydroptilidae	Desmenuz ador						2			9				11
Leptoceridae	Recolector					3	20							23
Polycentropo didae	Depredado r								2	3	1			6
Physidae sp1	Raspador			1						1	13			15
Physidae sp2	Raspador											2		2