

EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL RÍO ÁNIMAS
MEDIANTE ÍNDICES MULTIMÉTRICOS EN CERINZA, BOYACÁEvaluation of the ecological status of the Ánimas River
through multimetric indexes in Cerinza, BoyacáÁngela Liceth GONZÁLEZ-TUTA^{1a*}, Luz Nidia GIL-PADILLA^{1b*}, Gabriel A. PINILLA-AGUDELO^{2c*}.¹ Facultad Ciencias Básicas, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja, Colombia, angela.gonzalez05@uptc.edu.co, luznidia.gil@uptc.edu.co² Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia, gapinillaa@unal.edu.co* For correspondence: angela.gonzalez05@uptc.edu.coReceived: 22nd August 2022. Returned for revision: 22nd November 2022. Accepted: 11th April 2023.

Associate Editor: Jeymmy Milena Walteros Rodriguez

Citation/ citar este artículo como: González-Tuta, A.L., Gil-Padilla, L.N., y Pinilla-Agudelo, G.A. (2023). Evaluación del estado ecológico del río Ánimas mediante índices multimétricos en Cerinza, Boyacá. *Acta Biol Colomb*, 28(2), 239-250. <https://doi.org/10.15446/abc.v28n2.103952>

RESUMEN

El estado o calidad ecológica es un concepto integral que refleja el grado de deterioro de los ambientes acuáticos. Para medirlo se han diseñado protocolos que evidencian los cambios en la estructura y funcionamiento de las comunidades bióticas en respuesta a las presiones antropogénicas. Se evaluó el estado ecológico del río Ánimas a lo largo de su eje longitudinal, mediante los índices IMEERA, IMARBO y BMWP-Col. Se realizaron muestreos en épocas seca y lluviosa en cuatro tramos del eje longitudinal. Se tomaron datos fisicoquímicos del agua y datos hidromorfológicos. Se colectaron macroinvertebrados mediante una red Surber. Los iones disueltos en el agua fueron los factores más relevantes del conjunto de variables fisicoquímicas. El índice hidromorfológico indicó que los puntos a menor elevación en la cuenca presentaron una puntuación deficiente. En cuanto a la abundancia y composición de macroinvertebrados, se reflejó una mayor abundancia en época seca y una mayor riqueza en época de lluvias. Los índices IMEERA y BMWP-Col tuvieron un comportamiento similar con valores menores en la época seca, mientras que en la fase lluviosa alcanzaron los registros más altos, revelando diferencias claras en el estado ecológico de los puntos de muestreo. El índice IMARBO presentó un comportamiento distinto, según el cual los puntos de menor elevación (uno y dos) reflejaron una condición de mayor deterioro en comparación con los puntos más altos (tres y cuatro). Para los tres índices, este último punto presentó la mejor condición de calidad. Este estudio contribuye al conocimiento del comportamiento de ríos andinos frente a índices de calidad ecológica.

Palabras clave: bioindicación, hidromorfología, macroinvertebrados, ríos andinos.

ABSTRACT

Ecological or quality status is an integral concept that reflects the degree of deterioration of aquatic environments. To measure it, protocols have been designed that demonstrate changes in the structure and functioning of biotic communities in response to anthropogenic pressures. The ecological status of the Ánimas River was evaluated along its longitudinal axis, using the IMEERA, IMARBO, and BMWP-Col indices. The samplings were carried out in dry and rainy seasons, in four sections of the longitudinal axis. Physicochemical data of the water and hydromorphological data were taken. Macroinvertebrates were collected using a Surber net. The ions dissolved in the water were the most relevant factors of the set of physicochemical variables. The hydromorphological index indicated that the points at lower elevations in the basin presented a deficient score. Regarding the abundance and composition of macroinvertebrates, a greater abundance was reflected in the dry season and a greater richness in the rainy season. The IMEERA and BMWP-Col indices had a similar behavior with lower values in the dry season, while in the rainy phase they reached the highest records, revealing clear differences in the ecological status of the studied points. The IMARBO index presented a different behavior according to which the lowest elevation points (one and two) reflected a condition of greater deterioration compared to the highest

points (three and four). In this last point, the three indices showed the best quality condition. This study contributes to the knowledge of the behavior of Andean rivers in relation to ecological quality indices.

Keywords: Andean rivers, bioindication, hydromorphology, macroinvertebrates

INTRODUCCIÓN

El estado ecológico se define como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Su valoración se centra en la condición de los elementos biológicos del sistema (Munné y Prat, 2009), dado que la biota que reside en el agua proporciona una visión integradora de los efectos provocados por el ser humano (Karr, 2006).

El índice biótico Biological Monitoring Working Party (BMWP) es un método unimétrico sencillo y rápido para evaluar el estado ecológico (Armitage *et al.*, 1983). Este índice solo requiere llegar hasta nivel de familia y los datos son cualitativos (presencia o ausencia). En la actualidad, el Instituto de Hidrología, Meteorología y estudios ambientales de Colombia [IDEAM] utiliza el BMWP-Col para hacer valoraciones ambientales de los ríos del país (Jiménez *et al.*, 2006; Roldán-Pérez, 2016).

Los índices multimétricos (que conjugan varios atributos además de la presencia o la abundancia) se han desarrollado principalmente para ríos de Norteamérica y Europa (Prat *et al.*, 2009). En Suramérica se han propuesto algunos índices multimétricos para lugares tropicales de tierras bajas (Baptista *et al.*, 2007; Moya *et al.*, 2011). En Colombia se han utilizado el índice de Estado Limnológico Fluvial (Martínez y Pinilla, 2018) y el índice multimétrico de macroinvertebrados para ríos del departamento de Boyacá, específicamente de la cuenca del Chicamocha (IMARBO, Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo, 2020).

El índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de ríos andinos (IMEERA) es otro método desarrollado para las cuencas hidrográficas de alta montaña (elevaciones superiores a 2000 m.s.n.m.) del sur de Perú y el norte de Ecuador en época seca. Este índice tiene dos versiones: IMEERA-B para ríos de la zona de bosque en sitios con elevaciones entre 2000 y 3500 m.s.n.m.; e IMEERA-P para ríos a altitudes mayores a los 3500 m.s.n.m., es decir en zonas de páramo y puna (Villamarín *et al.*, 2013). Para el presente estudio se utilizó el índice IMEERA-B.

Como mencionan Bonada *et al.* (2006), estos métodos y otros más se comenzaron a desarrollar para el mejoramiento de ecosistemas lóticos por salubridad, porque el agua que proveen era utilizada por la población humana, o por economía, por que servían de comunicación y conexión con otros pueblos, dado que muchas ciudades se desarrollaron cerca de cuerpos acuáticos como ríos y lagos. Lo mismo ocurre en Colombia, donde muchos municipios se abastecen del recurso hídrico de pequeñas fuentes de agua como arroyos, quebradas y riachuelos, pero hoy en día se desconoce si presentan algún grado de deterioro. Además,

estos sistemas presentan condiciones de baja regulación y alta vulnerabilidad ante los efectos del cambio climático y frente a fenómenos como El Niño y La Niña (Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial, 2010). En concordancia con lo anterior, el objetivo de este estudio fue evaluar el estado ecológico del río Ánimas en el municipio de Cerinza, en cuatro puntos sobre el eje longitudinal, mediante los índices IMEERA, IMARBO y BMWP-Col. Para este fin se planteó: i. Determinar las variables físicas y químicas relevantes para conocer el estado ecológico de cada uno de los puntos de muestreo, ii. Conocer la composición de macroinvertebrados del río Ánimas, y iii. Categorizar el estado ecológico en los cuatro sectores del río Ánimas a través de los índices mencionados.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El río Ánimas nace en el complejo de páramos Guantiva-La Rusia en el flanco occidental de la cordillera Oriental, a 3700 m.s.n.m., en el municipio de Cerinza, departamento de Boyacá (Morales *et al.*, 2007). El río presenta alteraciones por la ganadería, además de socavación del cauce y los taludes y alteraciones por la canalización de agua para el acueducto que abastece a la comunidad de la zona urbana (Dallos y Vélez, 2013). El presente estudio se desarrolló en épocas de lluvia y sequía. Para la elección de los cuatro puntos de muestreo se tuvo en cuenta la variabilidad espacial a lo largo del eje longitudinal. El punto uno se encuentra a menor altitud (2686 m.s.n.m) y se caracteriza por no tener bosque de ribera y presentar un alto porcentaje de ganadería. El punto dos (2696 m.s.n.m) tampoco tiene bosque de ribera y está afectado por la ganadería y por la presencia de residuos domésticos. El punto tres se encuentra a una mayor altitud (3003 m.s.n.m) y presenta mayor cobertura vegetal; sin embargo, se ve afectado por la canalización de agua para el acueducto, la actividad ganadera y la disposición de residuos domésticos. El punto cuatro es el de mayor elevación y el más conservado (3006 m.s.n.m) (Fig. 1).

VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS

En cada punto de muestreo se registraron las siguientes variables: altitud, caudal, oxígeno disuelto, temperatura, pH, conductividad eléctrica mediante sondas paramétricas de campo. Se tomaron muestras de agua para el análisis *in situ* de iones y nutrientes como calcio, hierro, nitratos, fosfatos y amonio con Kits de Aguas Aquamerck®.

Tabla 1. Valores de las variables ambientales para cada uno de los puntos de muestreo en el río Ánimas

Sitios de muestreo	Época	Oxígeno	T	pH	Amonio	Nitratos	Fosfatos	Hierro	Conductividad	Caudal
		mg/L	°C		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µS/cm	m ³ /s
Punto uno 2686 m.s.n.m	Seca	3,4	13,6	7,3	0	5	0,3	0,1	103	108,5
	Lluviosa	9,6	15,8	8,7	0	10	0,3	0,1	95	183
Punto dos 2696 m.s.n.m	Seca	3	17,9	7,1	0,2	0	0,3	0,3	110,6	236,118
	Lluviosa	10	14,6	7,9	0	10	0,3	0,1	94,8	407
Punto tres 3003 m.s.n.m	Seca	6,2	16,2	7,2	0,2	0	0,3	0,1	160,1	60,26
	Lluviosa	4,9	11,7	8,8	0	10	1,5	0,1	140	90
Punto cuatro 3006 m.s.n.m	Seca	8,4	12,1	7,4	0,2	0	0,3	0,3	164,6	189
	Lluviosa	7,5	10,6	8,3	0	10	0,3	0,1	134,2	183,4

VARIABLES DE HÁBITAT E HIDROMORFOLÓGICAS

Se evaluó la vegetación ribereña a través del índice de calidad de ribera (QBR-And; Acosta et al., 2009), teniendo en cuenta el grado de cobertura vegetal, la estructura de la vegetación, su calidad y el grado de modificación del canal fluvial por obras civiles (Acosta et al., 2009; Munné y Prat, 2009; Villamarín et al., 2013). La calidad del cauce se evaluó a partir del índice de hábitat fluvial (IHF) adaptado para la región Andina (Acosta et al., 2009). En cada punto se midió la profundidad media, el ancho del cauce y la velocidad de la corriente (método del objeto flotante), datos utilizados para el cálculo del caudal (m³/s). Adicionalmente se complementaron las variables hidromorfológicas con información sobre presencia de basuras y escombros, composición de sustrato y elementos de heterogeneidad, asignándole un puntaje a cada uno.

MUESTREO DE MACROINVERTEBRADOS

Se tomaron muestras en los sustratos pedregosos de cada punto de muestreo. No se tuvieron en cuenta otros tipos de microhábitats presentes a fin de homogeneizar el muestreo y evitar la posible influencia de otros sustratos, cuya presencia y abundancia puede diferir entre puntos (Kalaninová et al., 2017; Ramírez, 2010; Melo y Froehlich, 2001). Aunque el IMEERA y otros índices con los cuales se hizo la comparación, como el IMARBO y el BMWP-Col, emplean muestreos multihábitat, en la presente investigación se prefirió emplear solamente sustratos rocosos, porque es el sustrato predominante con una cobertura superior al 80%, y para hacer más comparables los resultados. Se utilizó un método de recolección semicuantitativo (tres réplicas por punto) con una red Surber (0,2 m² de área y 255 µm de ojo de malla), la cual permite obtener la densidad en individuos/m². Los organismos se preservaron con alcohol al 70 %. En el laboratorio, los macroinvertebrados se identificaron y se contabilizaron mediante el uso de un estereoscopio.

La identificación se realizó hasta el nivel de familia utilizando bibliografía especializada (Merritt y Cummins, 1996; Tomanova et al., 2006; Roldán-Pérez, 2016; Torres-Zambrano, 2016).

Caracterización de la calidad ecológica de los puntos de muestreo

Los puntos de muestreo se seleccionaron por las coberturas vegetales presentes y por el uso del suelo, tratando de tener dos puntos con algún grado de conservación en la parte alta y dos puntos con alguna afectación visible o por lo menos un cambio en la cobertura vegetal en el sector bajo de la cuenca.

El uso del índice BMWP-Col se hizo de acuerdo con la propuesta de Roldán (2003), quien le asigna un puntaje a cada familia dependiendo de su rango de tolerancia al cambio de las condiciones ambientales: por ejemplo Perlidae, es muy sensible a cambios de su hábitat y tendrá una puntuación alta (10) versus Tubificidae, que es tolerante a los cambios y tendrá una puntuación baja (1). Para calcular el índice multimétrico IMEERA-B se utilizó el programa CABIRA (Calidad Biológica de los Ríos Altoandinos), disponible en <http://www.ub.edu/riosandes/index.php/cabira.html>. Este índice tiene en cuenta los siguientes atributos o métricas: número de taxones EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), % de agarradores, % de trepadores, número de taxones intolerantes, índice ABI (Índice Biológico Andino, similar al BMWP) y % de taxones tolerantes. Este índice multimétrico fluctúa entre 0 y 100, siendo 0 el valor que indica la peor calidad y 100 la mejor calidad (Barbour et al., 1999; Villamarín et al., 2013). Para los cálculos, el programa utiliza las fórmulas propuestas por Villamarín et al. (2013) para los ríos con altitudes entre 2500 y 3500 m.s.n.m.

El índice IMARBO incluye las métricas de riqueza de familias de macroinvertebrados 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. Su cálculo se realizó siguiendo las indicaciones de Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo (2020).

ANÁLISIS DE DATOS

Para el tratamiento de los datos ambientales se realizó una transformación y estandarización para lograr su distribución normal. Posteriormente se hizo un análisis de componentes principales (ACP) para el conjunto de los puntos de muestreo con el fin de conocer las variables más relevantes en el estudio. La relación entre las matrices de datos ambientales y datos biológicos (abundancia de macroinvertebrados) se exploró mediante el análisis de correspondencia canónica (ACC). Los análisis estadísticos se realizaron por medio del software PAST (Hammer *et al.*, 2001). Para determinar si la diversidad observada corresponde al total de las familias esperadas se utilizó el programa RStudio, con el cual se calcularon los estimadores de diversidad ACE, Chao1, Chao2, ICE, Jack1 y Jack2.

En cada una de las localidades se utilizó la fórmula del índice IMEERA e IMARBO y los resultados obtenidos se compararon con los valores de calificación establecidos por cada índice; también se aplicó el índice BMWP-Col y posteriormente se hizo la comparación interpretativa de los resultados entre los tres índices.

RESULTADOS

Caracterización ambiental del río Ánimas.

Las variables físicas, químicas e hidromorfológicas del muestreo se presentan en la Tabla 1. Las características hidromorfológicas fueron claramente diferentes entre los puntos de muestreo. El caudal fue mayor en época de lluvia; sin embargo, presentó valores más altos en los puntos de menor altitud, donde hay mayores aportes de agua por escorrentía difusa.

En cuanto a las variables fisicoquímicas, el oxígeno tuvo valores altos en época de lluvias y registros menores en la temporada seca. También se observó que en la época de lluvias las cifras más elevadas estuvieron en los puntos uno y dos (de menor altitud), mientras que para el periodo seco los datos más altos se dieron en los puntos tres y cuatro (los más elevados). El pH tuvo poca variación entre puntos de muestreo, pero en la época de lluvias tendió a ser más alcalino.

Los nitratos alcanzaron los 10 mg/L en todos los puntos en la época de lluvia y bajaron a 0 mg/L en la fase seca, excepto en el punto uno, que tuvo un valor de 5 mg/L. El nitrógeno en su forma de amonio tuvo concentraciones de 0,2 mg/L en la época seca, exceptuando el punto uno, que tuvo 0 mg/L. Los fosfatos llegaron a 0,3 mg/L en todos los

Tabla 2. Valoración y clasificación de la calidad ecológica de acuerdo con los índices IMEERA, IMARBO y BMWP-COL

Calificación	IMEERA	IMARBO	BMWP-COL
Muy bueno	≥ 73	≥ 84	> 150, 101-120
Bueno	72-56	58-83	61-100
Moderado	55-40	40-57	36-60
Malo	39-24	22-39	16-35
Pésimo	< 24	< 22	< 15

puntos, pero en la temporada de lluvias subieron hasta 1,5 mg/L en el tramo del desvío del caudal para el acueducto de Cerinza (punto tres). El hierro presentó valores de 0,1 a 0,3 mg/L; los puntos dos y cuatro tuvieron los mayores registros en el periodo seco. En cuanto a la conductividad, se observó que esta fue mayor en la época seca y que los puntos más altos presentaron los datos más elevados. La temperatura varió entre períodos y puntos de muestreo, con registros mayores en la época seca, exceptuando el sitio de menor altitud (punto uno); en general, se presentaron temperaturas más altas en el punto dos.

El índice de calidad del bosque de ribera (QBR) mostró que en la mayoría de las estaciones la calidad de esta franja fue media, a excepción del punto uno (el de menor altitud), que tuvo una calidad deficiente. El sitio de menor altitud (punto uno) tuvo el puntaje más bajo y el más elevado (punto cuatro) el puntaje más alto. El punto tres fue el segundo en tener una calificación baja debido a la construcción de estructuras rígidas que modifican el canal del río. En cuanto al índice de hábitat fluvial (IHF), se registró una calidad muy mala para los puntos de menor altitud (uno y dos) y una calidad media para los puntos ubicados a mayor elevación (tres y cuatro).

El análisis de componentes principales (ACP, Fig.2) de las variables abióticas explicó el 38,94, % de la varianza en el componente 1 (CP1) y el 30,35 % en el componente 2 (CP2). Así, el análisis muestra al hierro, los nitratos, el amonio y el pH como las variables más significativas en el primer eje y a la altitud y la conductividad en el segundo

Tabla 3. Valores de los índices ecológicos medidos en el río Ánimas. Azul: muy buena calidad; verde: buena calidad; amarillo: calidad moderada. F1 época seca, F2 época de lluvia, P1, P2, P3 y P4 sitios de muestreo

EPOCA	BMWP-Col	IMARBO	IMEERA
F1P1	96	61.18	84
F2P1	94	56.80	70
F1P2	92	51.72	75
F2P2	88	50.59	69
F1P3	109	59.12	87
F2P3	64	70.77	67
F1P4	116	85.55	115
F2P4	129	90.12	96

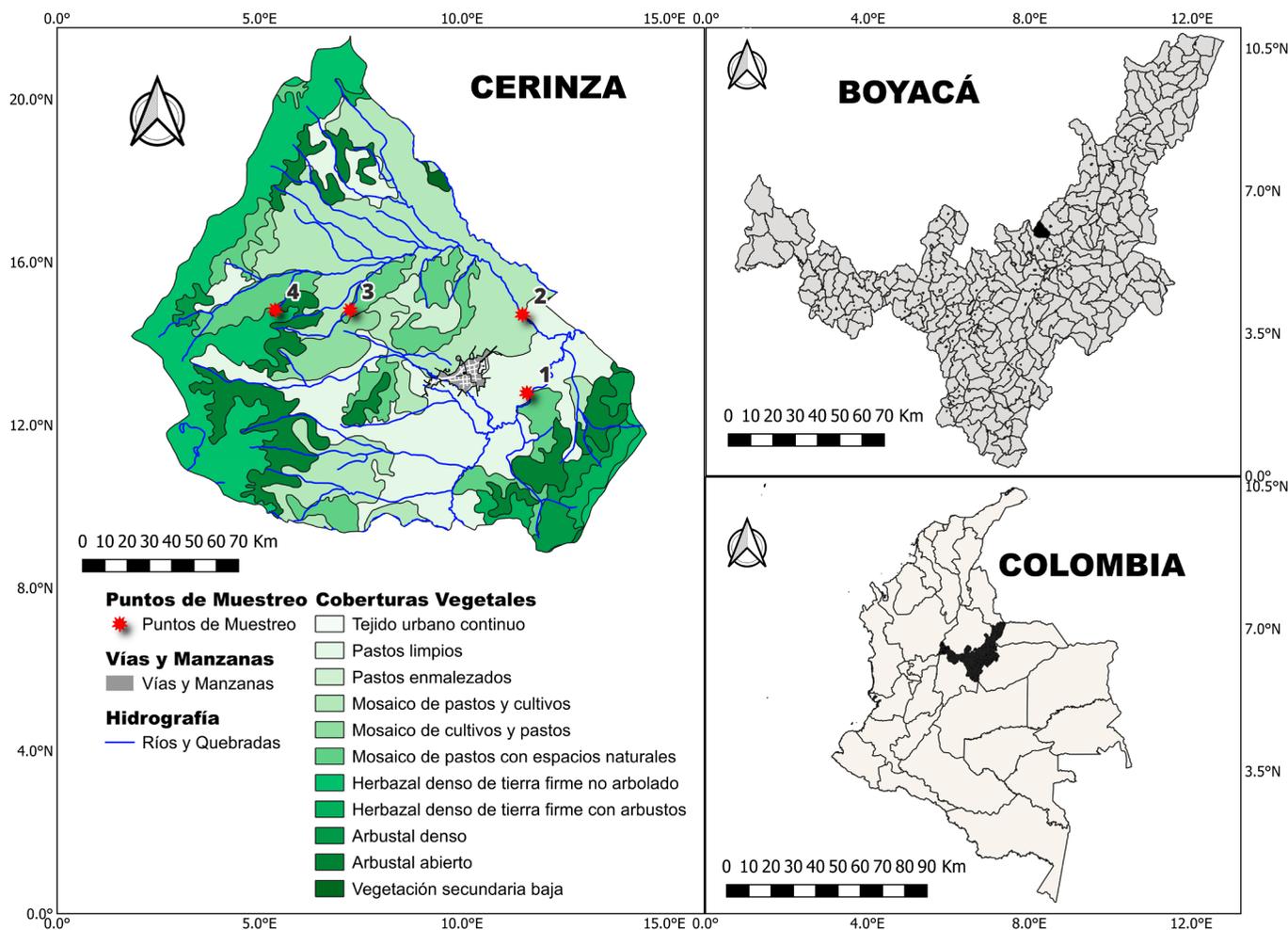


Figura 1. Sitios de muestreo con sus respectivos puntos de colecta. Mapa elaborado por Karem Valentina Rodríguez Calvache.

eje. Los puntos más altos (tres y cuatro) tuvieron valores mayores de conductividad, amonio y hierro durante la época seca; el punto dos tuvo registros más altos de temperatura y nitratos en ese mismo periodo. Igualmente, los puntos de mayor altitud presentaron los datos más altos de pH, oxígeno y fosfatos. Los puntos menos elevados (uno y dos) se agruparon hacia la región inferior izquierda de la Fig. 2 por presentar los mayores valores de caudal.

Composición de la comunidad de macroinvertebrados

Se recolectaron en total 3555 organismos en la época de lluviosa, agrupados en 26 familias y ocho órdenes. De dichos órdenes, Diptera constituyó al 52 % del total de los individuos, Ephemeroptera el 31 % y Coleoptera el 9 %. Las familias más abundantes fueron Chironomidae, con un 34 %, Hydroptilidae con un 22 % y Simuliidae con un 11 %. Para la época de sequía se recolectaron 5926 organismos distribuidos en 25 familias y nueve órdenes. De estos órdenes el de mayor abundancia fue Diptera con un 50 %; le siguieron Trichoptera con un 22 %, Ephemeroptera

con un 14 % y Coleoptera con un 7 %. Las familias más representativas fueron Chironomidae con el 43 %, Simuliidae con el 15 % y Hyallellidae con el 9 %. En cuanto a la abundancia por puntos de muestreo, las más altas se registraron en los puntos tres y cuatro en la temporada húmeda, mientras que en la fase de aguas bajas hubo una mayor abundancia en los puntos de menor elevación (uno y dos). Por su parte, la riqueza de familias en el período seco fue mayor en el sitio más alto (punto cuatro) con un total de 22 familias, seguido por los puntos uno con 18 familias, y dos con 16 familias. Para la época lluviosa la riqueza más alta también se presentó en el punto cuatro, con un total de 20 familias, seguido por el punto tres, que tuvo 18 familias. De esta forma, las abundancias no se correspondieron con las riquezas, ya que los puntos con mayores abundancias no presentaron las mayores riquezas.

Amphipoda fue exclusivo de los sitios de menor altitud (puntos uno y dos), tanto en sequía como en lluvias. Igualmente, Plecóptera fue exclusivo del lugar más alto (punto cuatro) en los dos periodos climáticos.

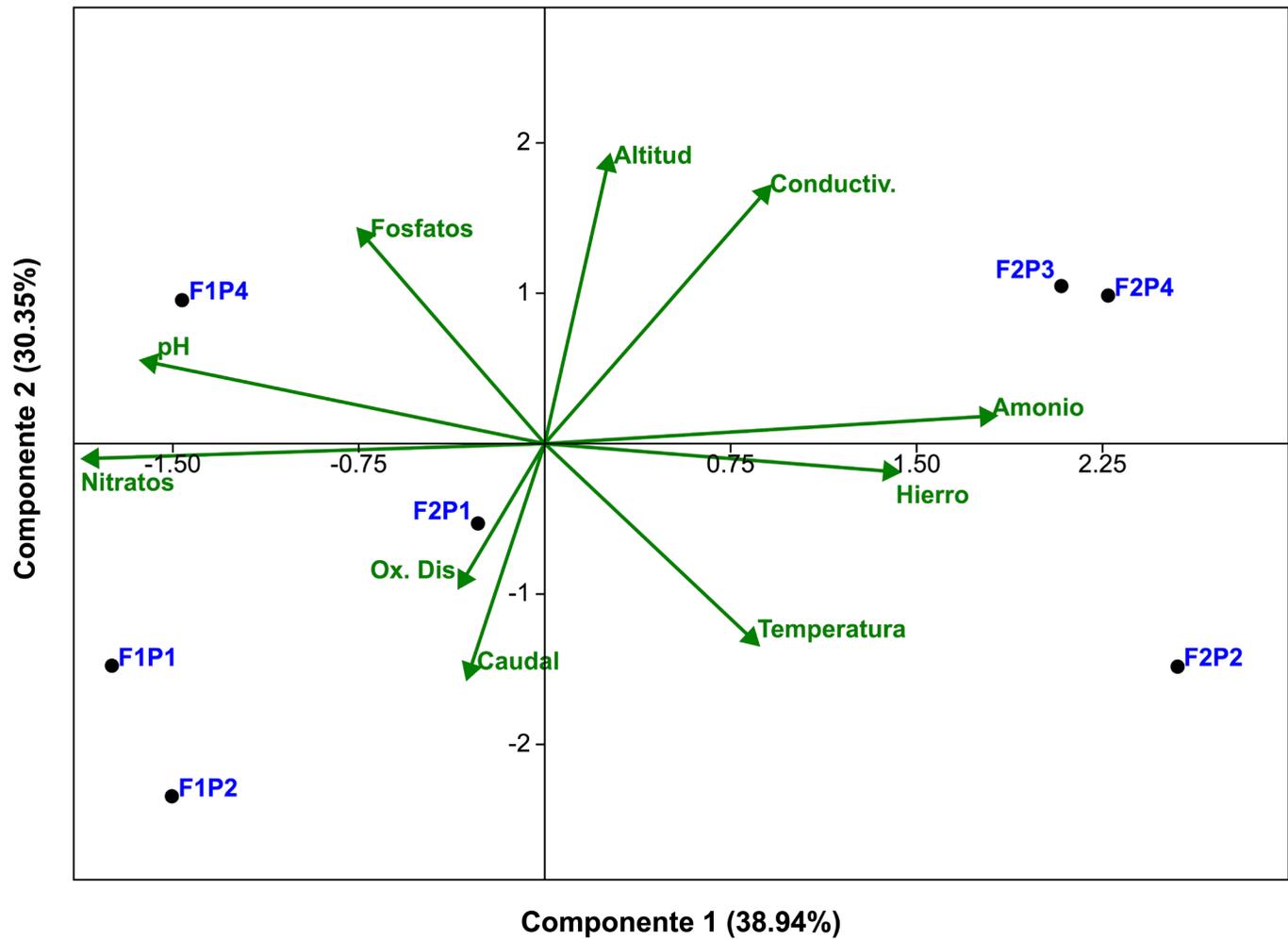


Figura 2. Análisis de componentes principales (ACP) con la ubicación de los sitios de muestreo del río Ánimas, según las variables físicas y químicas. F1 época seca, F2 época de lluvia, P1, P2, P3 y P4 sitios de muestreo. El componente 1 explica el 38,94% de la varianza y el componente 2 el 30,35%.

Relación entre la comunidad de macroinvertebrados y las variables ambientales

El análisis de correspondencia canónica (ACC) mostró que las variables con mayor peso en la organización de la comunidad de invertebrados fueron la temperatura, el pH y la altitud. Estos factores tuvieron una relación positiva con Naididae, Pysidae, Chironomidae, y Leptohiphidae. Con el oxígeno disuelto y los nitratos se agruparon Empididae, Ceratopogonidae y Leptoceridae, Hydrobiosidae e Hydracarina, mientras que las variables de concentración de hierro y amonio tuvieron una mayor relación con Leptophlebiidae y Planorbidae (Fig.3).

Índices ecológicos

En la Tabla 2 se muestra las categorías de calificación de los tres índices empleados. En la Tabla 3 se consignan los resultados de la aplicación de estos índices a los sitios de muestreo. Se observó que los índices multimétricos IMEERA

y BMW-Col presentaron un comportamiento similar, con valores menores en la época seca, mientras que en la fase lluviosa tuvieron los registros más altos. El BMW-Col tuvo su mayor valor, correspondiente a un estado ecológico “muy bueno”, en la época lluviosa en el punto cuatro y su menor valor (“bueno”) en la época lluviosa en el punto tres. Para el IMEERA se observó un comportamiento parecido, incluso con mejores calidades en los puntos uno, dos y tres en la época seca, que obtuvieron una calidad “muy buena”, y con el menor valor en la temporada seca en el punto tres (“buena”). El índice IMARBO presentó un comportamiento diferente, en el que los sitios de menor elevación (puntos uno y dos) tuvieron los valores más bajos, especialmente en la fase lluviosa, lo que les otorgó una calidad “moderada”, mientras que los puntos tres y cuatro tuvieron mejor calidad (“buena” y “muy buena”, respectivamente); además, en estos dos lugares más elevados el índice se incrementó en la época de lluvias. Los resultados muestran que el índice BMW-Col (Tabla 3) clasificó la mayoría de los puntos

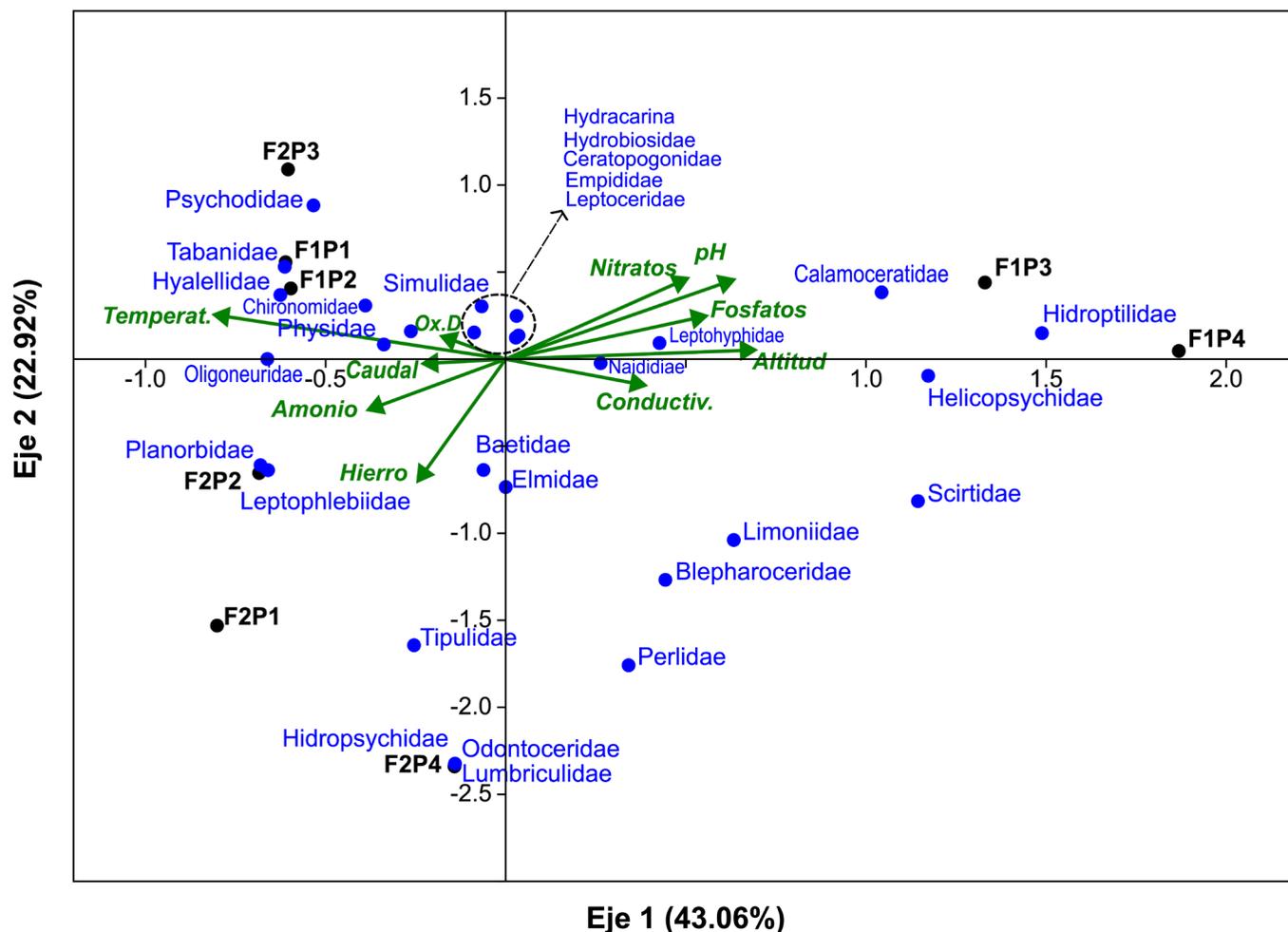


Figura 3. Análisis de correspondencia canónica (ACC) para explorar las relaciones entre las variables ambientales y las familias de macroinvertebrados en el río Ánimas. F1 época seca, F2 época de lluvia, P1, P2, P3 y P4 sitios de muestreo

con una condición buena, sin importar la temporada de muestreo. Por su parte, el índice IMARBO puntuó desde calidades moderadas hasta buenas y muy buenas, mostrando diferencias entre sitios de muestreo y entre épocas. En cuanto al índice IMEERA, este registró cambios de calidad entre las épocas seca y lluviosa para los cuatro puntos, pero siempre manteniendo condiciones de muy buena a buena calidad (Tabla 3).

DISCUSIÓN

Caracterización ambiental del río Ánimas

El ACP mostró que los iones minerales fueron muy relevantes en el conjunto de factores fisicoquímicos medidos en el río Ánimas. Varios estudios de la región Andina han demostrado que la mineralización, la altitud y el grado de conservación del hábitat ribereño determinan las características ambientales de los sistemas fluviales (Villamarín *et al.*, 2014). La mineralización de los ríos andinos

obedece a la geología y a las actividades antropogénicas. La conductividad eléctrica presentó registros entre 95 y 165 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valores que son mucho más altos de lo establecido para ríos de montaña (30 – 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Gualdrón, 2016). La alta conductividad del agua del río Ánimas se puede deber a las características litológicas de la cuenca. Al respecto, Villamarín *et al.* (2014) encontraron niveles de conductividad elevados, asociados a la presencia de calizas, limonitas, areniscas y otros conglomerados en ríos de Ecuador y Perú.

En este estudio, las concentraciones de amonio, nitratos, fosfatos y hierro tuvieron poca variación entre sitios de muestreo y estuvieron dentro de los rangos establecidos por norma para la calidad del agua de consumo (IDEAM, 2013a, 2013b; Gualdrón, 2016). Sin embargo, el punto tres, donde se hace el desvío del agua para del acueducto de Cerinza, tuvo una concentración de 1,5 mg/L de fosfato, que es superior al límite permitido por la norma. Esto se puede deber a la falta de vegetación de ribera, lo que implica la carencia de un mecanismo que retenga las descargas sólidas y líquidas de la actividad agrícola. Además, la pérdida de caudal por el uso de agua en el acueducto municipal

implica un deterioro de las condiciones para el desarrollo de las comunidades de invertebrados aguas abajo. La alta concentración de fosfato puede favorecer la eutrofización del ecosistema (Gualdrón, 2016), lo cual puede conllevar a una proliferación atípica de algas y a la afectación en la calidad y cantidad del recurso hídrico del que dependen la población de Cerinza.

Según el análisis de correspondencia canónica, el pH también fue una de las variables más importantes para los invertebrados; sus valores mostraron aguas ligeramente alcalinas (7,3 a 8,7 unidades), pero dentro del rango permitido para una calidad de agua aceptable (6,5–9) (IDEAM, 2013b). En este estudio, el pH varió tanto entre temporadas climáticas como entre sitios de muestreo. En la época de lluvias el agua resultó más alcalina, particularmente en los puntos uno y dos, posiblemente por arrastre de materiales, y en el punto cuatro, probablemente por acumulación de sales. Estos cambios son importantes porque pueden originar alteraciones en la composición faunística y florística, por ejemplo al disminuir la abundancia de los productores primarios y afectar el resto de la red trófica, así como por favorecer un aumento en ciertos compuestos tóxicos (Gualdrón, 2016). Así, condiciones muy alcalinas pueden favorecer la formación de precipitados de calcio y magnesio, mientras que un pH muy bajo se asocia a la producción de ácido sulfhídrico y metano.

Otras variable relevante en este estudio fue la altitud, la cual se ha señalado como el factor que determina la variabilidad de otras características físicas y químicas (Villamarin *et al.*, 2014). En varios trabajos se señala la disminución de oxígeno a medida que decrece la altitud, lo cual en el presente estudio se vio reflejado en la temporada seca, ya que en la época de lluvias el oxígeno fue menor en los puntos más bajos. Sin embargo, este gas se incrementó en esos mismos puntos en el periodo lluvioso, probablemente por una mayor velocidad y un caudal más alto que provocó una elevada reaireación atmosférica en estos sitios.

La temperatura fluctuó entre 10 y 16 °C y estuvo dentro de los límites establecidos para una calidad adecuada del agua (< 35 °C). Esta variable tuvo diferencias entre puntos de muestreo, y aunque se esperaba que descendiera con el ascenso en elevación, las temperaturas más altas se dieron en los sitios intermedios, tal vez por una mayor exposición a la radiación solar. Es de recordar que a medida que la temperatura aumenta el oxígeno disuelto disminuye, lo que provoca una mayor sensibilidad al deterioro en la biota acuática (Gualdrón, 2016).

El índice QBR presentó una puntuación media en los tres puntos más elevados y una calidad deficiente en el parte más baja. Esto era de esperarse porque en el sitio más bajo (punto uno) no existe bosque de ribera y la cobertura vegetal corresponde principalmente a gramíneas. De acuerdo con Barbour *et al.* (1999), este tipo de bosques debería tener como mínimo 4 m de ancho. Un porcentaje alto de área

forestal ribereña es importante para evitar cambios en la composición del ensamblaje de macroinvertebrados (Brito *et al.*, 2020). También se debe recordar que la integridad del bosque y de su sistema fluvial es importante para conservar ecosistemas completos y servicios ecosistémicos adecuados, como el procesamiento de materia orgánica y nutrientes, el control de inundaciones, el suministro de agua, la captura de sedimentos y el mantenimiento de la diversidad biológica (Merritt y Cummins, 1996; Colvin *et al.*, 2019; Brito *et al.*, 2020). Por estas razones, en el punto uno se debe hacer un plan de manejo ambiental que permita la recuperación y conservación del bosque de ribera. En este sitio de muestreo una de las razones por las que hay una pérdida del bosque es la alta explotación agrícola y ganadera, a lo que se suma el acceso directo del ganado al río, lo cual produce una presión adicional sobre el recurso hídrico (Buytaert *et al.*, 2006; Villamarin *et al.*, 2014). El punto tres tiene un valor bajo del QBR debido a la construcción de estructuras rígidas (para el desvío del agua para el acueducto) que modifican el canal del río. Por su parte, el IHF, a diferencia del QBR, muestra una calidad mala para los puntos uno y dos; esta diferencia obedece a la falta de rápidos en las zonas bajas y a la poca cobertura de sombra que presenta el río en estos sitios. Teniendo en cuenta los resultados del QBR y del IHF, el río Ánimas presenta un daño grave en los sistemas bióticos ribereños y físicos fluviales en los sitios más bajos de su cuenca.

Composición de la comunidad de macroinvertebrados

Los macroinvertebrados tuvieron su mayor abundancia en la época de sequía, debido a que en la temporada húmeda las lluvias desestabilizan el sustrato y este es arrastrado por la corriente, mientras que en época seca el sustrato se estabiliza y hay una acumulación gradual de macroinvertebrados (Arimoro *et al.*, 2021). A la vez, la reducción del nivel del agua en la fase de sequía provoca cambios en la concentración de nutrientes que favorecen a ciertas comunidades (Liu *et al.*, 2020).

En general, la mayor abundancia fue para los órdenes Diptera, Ephemeroptera, Coleoptera y Trichoptera, siendo este último más abundante en época seca. Estos resultados son habituales en los sistemas fluviales de montañas de los Andes (Domínguez y Fernández, 2009; Motta-Díaz y Vimos-Lojano, 2020). La familia más abundante en las dos épocas fue Chironomidae, lo que refleja su gran plasticidad ecológica. La mayor abundancia de chironómidos se dio en época de lluvias, posiblemente como respuesta a una mayor deriva, ya que estas larvas no tienen facilidad para nadar y sus movimientos son ondulatorios con poca direccionalidad y baja eficiencia de retorno (Zanotto-Arpellino *et al.*, 2015). Los Ephemeroptera fueron el segundo grupo con mayor abundancia en época de lluvia, probablemente por el aumento de oxígeno en la corriente que se observó en ese periodo (Arimoro *et al.*, 2021). Los sitios bajos (puntos

uno y dos) presentaron las mayores abundancias de chironómidos y moluscos; es de recordar que la presencia de estos organismos se ha asociado con señales de alerta temprana de cargas contaminantes que pueden degradar la calidad del agua y la salud ecológica en general (Ladrera *et al.*, 2019; Arimoro *et al.*, 2021). El lugar más elevado (punto cuatro) fue el único en el que se presentó Perlidae (Plecoptera), familia que presenta una alta sensibilidad a la degradación del hábitat y al enriquecimiento de la carga orgánica residual (Zúñiga *et al.*, 2013; Roldán-Pérez, 2016). Estos organismos son típicos de aguas limpias y de buenos estados ecológicos por su baja capacidad de dispersión y por sus restricciones fisiológicas a bajas temperaturas (Briers *et al.*, 2004; Dala-Corte *et al.*, 2020). Oligoneuriidae (Ephemeroptera) es una familia muy sensible, pero en este estudio se encontró en el punto uno, el cual se consideró como el sitio más degradado (Zúñiga *et al.*, 2013; González-Córdoba *et al.*, 2015; Roldán-Pérez, 2016).

La relación que mostró el análisis de correspondencia canónica entre nitratos, pH y fosfatos con Naididae, Leptoceridae, Leptohiphidae, Hydrobiosidae e Hydracarina, en especial en los puntos tres y cuatro en la época de lluvia, parece confirmar la sensibilidad de dichos taxones propuesta por el BMWP-Col. Sin embargo, se sabe que Naididae es un taxón con gran tolerancia a la contaminación; su abundancia fue mayor en el punto tres, en donde parece indicar que existen algunos indicios de contaminación (Roldán-Pérez, 2016). La temperatura, el caudal y el oxígeno disuelto agruparon a Empididae, Chironomidae, Ceratopogonidae y Physidae, principalmente del punto dos en las dos épocas climáticas y del punto tres en la fase de estiaje, probablemente porque estas familias son tolerantes a un alto grado de contaminación (Roldán-Pérez, 2016). Por su parte, el caudal y las concentraciones de hierro y amonio tuvieron una mayor relación con Leptophlebiidae, Planorbidae y Oligoneuriidae en el punto uno; estos taxones son sensibles a la contaminación y su presencia indicaría un buen estado ecológico en este sitio (Roldán-Pérez, 2016), a pesar de las condiciones de deterioro ya comentadas para este sitio, ubicado a menor altitud. Se requieren futuros monitoreos en este lugar para ver las variaciones temporales en las respuestas de los bioindicadores y hacer un seguimiento de su estado ecológico, pero en principio se puede suponer que las condiciones de deterioro detectadas no son aún tan críticas como para excluir la presencia ocasional de esos grupos indicadores de buena calidad del agua.

Índices ecológicos

En la actualidad las agencias de manejo del agua y los ecólogos fluviales están adoptando nuevas metodologías de muestreo que permitan una mejor interpretación de los datos (Buss *et al.*, 2015). Con este enfoque, en el presente estudio se aplicaron tres índices empleados en Latinoamérica y en Colombia a fin de ver su eficacia para establecer la calidad del

agua en el río Ánimas. Se esperaba que los sitios con un alto grado de contaminación y un mal estado ecológico fueran los puntos uno y dos, ya que estos se encuentran en la parte baja del río, donde hay un mayor grado de intervención humana. Sin embargo, los índices BMWP-Col e IMEERA mostraron lo contrario para estos dos puntos, que se calificaron como de condiciones buenas, mientras que para dichos índices los puntos tres y cuatro fueron de condiciones principalmente muy buenas. Para el IMEERA, la calidad fue muy buena en la época seca para todos los puntos. Esto puede deberse a que la sensibilidad de las métricas de estos dos índices no son lo suficientemente efectivas para detectar las condiciones de los tramos seleccionados. Como lo mencionan King y Baker (2010) y Dala-Cote *et al.* (2020), es probable que el enmascaramiento de la mayor valoración por la presencia de ciertos taxones sea la razón para que se reflejen estas condiciones. Se esperaba que el punto uno tuviera valores inferiores de los índices BMWP-Col e IMEERA por la falta del bosque de ribera, pero es importante resaltar que la respuesta de los macroinvertebrados es más predecible en extensiones más grandes de la cuenca (Dala-Corte *et al.*, 2020). Es decir, los resultados del presente trabajo con respecto a estos índices se refieren a una cuenca pequeña, que no necesariamente llegarían a reflejar la respuesta de los invertebrados en la cuenca más grande de la que hace parte el río Ánimas.

En teoría, los índices biológicos deben responder de forma consistente a los impactos humanos. Al respecto, el índice IMARBO fue el método más sensible a los cambios en la comunidad de macroinvertebrados porque la puntuación fue baja en los puntos más intervenidos. Por consiguiente, según esta técnica el estado ecológico de los puntos uno y dos genera una moderada integridad biótica de la comunidad de macroinvertebrados. Este resultado parece indicar que las métricas que se incluyen en dicho índice son adecuadas para valorar la calidad ecológica de los ríos de la región. Hay que tener en cuenta que este índice se elaboró para sistemas fluviales pertenecientes a la misma cuenca del río Ánimas (Vera y Pinilla, 2020), lo que podría otorgarles un mejor ajuste a las características de este sistema fluvial.

Es de esperar que los índices multimétricos, por incluir un grupo de métricas complementarias, den una respuesta más integral al impacto humano que ha sufrido una cuenca (Bonada *et al.*, 2006; Dala-Corte *et al.*, 2020). Es así como en el presente estudio el índice unimétrico BMWP-Col, basado solo en la presencia de las familias, mostró una moderada sensibilidad, aun cuando fue similar a la del índice multimétrico IMEERA. Es importante recordar que el índice BMWP-Col se ha estandarizado para la evaluación de la calidad del agua en corrientes hídricas de bajo y mediano orden, principalmente de la zona andina (Cariño *et al.*, 2014; González-Córdoba *et al.*, 2015; Roldán-Pérez, 2016), categoría a la que pertenece el río Ánimas. Por otra parte, las puntuaciones de los tres índices utilizados cambiaron

levemente entre las épocas de muestreo, con resultados en general un poco mayores en la época seca. Es notable que para los tres índices el punto cuatro (el de mayor elevación) fue el de mejor calidad ecológica, independientemente de la temporada climática. El BMWP-Col mostró un bajo grado de sensibilidad a los cambios entre épocas, a pesar de lo mencionado por Roldán (2016), quien señala que actualmente se conocen un poco mejor los rangos de tolerancia de algunas familias. Se requiere entonces un trabajo más intensivo para entender las respuestas de estos taxones a las variaciones ambientales a fin de mejorar la sensibilidad del BMWP-Col.

En síntesis, la variabilidad obtenida y las diferencias entre las distintas aproximaciones que tiene cada índice hace pensar que se requiere un trabajo a largo plazo en el río Ánimas y en corrientes similares para evaluar realmente la eficiencia y sensibilidad de los distintos índices utilizados en la presente investigación y de otros que se han propuesto para la región andina de Colombia.

CONCLUSIONES

La variabilidad de los factores fisicoquímicos en el río Ánimas está principalmente descrita por el grado de mineralización del agua, el cual parece obedecer a la geología esencialmente y a algunos factores antrópicos. En cuanto a las características ecológicas, se puede concluir que los sitios con menor altitud tienen una calidad deficiente según el índice IMARBO. Los macroinvertebrados tuvieron su mayor abundancia en la época de bajas precipitaciones, siendo Chironomidae la familia más numerosa y la de menor puntuación en los índices de calidad. Los tres índices empleados para valorar el estado ecológico del río tuvieron variaciones en sus respuestas y en las categorías de calidad obtenidas. Se recomienda el uso del índice IMARBO, ya que representó más fielmente las condiciones de los sitios y mostró la mayor sensibilidad a las perturbaciones que presenta el río Ánimas.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, especialmente al Grupo de investigación UDESA y al semillero SIE por su apoyo en campo y laboratorio.

Al convenio de codirección firmado entre la Universidad Nacional de Colombia y la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Al grupo de investigación Biodiversidad, Biotecnología y Conservación de Ecosistemas, del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá.

PARTICIPACIÓN DE AUTORES

ALG-T y LNG-P diseñaron el estudio; GAP-A asesoró la ejecución del diseño; ALG-T realizó los muestreos y análisis

de laboratorio. ALG-T, LNG-P y GAP-A hicieron los análisis estadísticos y discutieron los resultados.

REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., y Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de ríos andinos CERA y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64.
- Arimoro, F. O., Abubakar, M. D., Obi-iyeké, G. E., y Keke, U. N. (2021). Environmental and sustainability indicators achieving sustainable river water quality for rural dwellers by prioritizing the conservation of macroinvertebrates biodiversity in two Afrotropical streams. *Environmental and Sustainability Indicators*, 10(October 2020), 100103. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100103>
- Baptista, D. F., Buss, D. F., Eglér, M., Giovanelli, A., Silveira, M. P., y Nessimian, J. L. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1), 83–94. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0286-x>
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., y Snyder, B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. In *U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. (Second Ed.)*.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., y Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51(1), 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- Briers, R. A., Gee, J. H. R., Cariss, H. M., y Geoghegan, R. (2004). Inter-population dispersal by adult stoneflies detected by stable isotope enrichment. *Freshwater Biology*, 49, 425–431.
- Brito, J. G., Roque, F. O., Martins, R. T., Nessimian, J. L., Oliveira, V. C., Hughes, R. M., de Paula, F. R., Ferraz, S. F. B., y Hamada, N. (2020). Small forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 241(May 2018), 108263. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108263>
- Buss, D. F., Carlisle, D. M., Chon, T., Culp, J., Harding, J. S., Keizer-vlek, H. E., Robinson, W. A., Strachan, S., Thirion, C., y Hughes, R. M. (2015). Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environ Monit Assess*, 187. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4132-8>
- Buytaert, W., Céleri, R., Bièvre, B. De, Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J., y Hofstede, R. (2006). Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews*, 79, 53–72. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.002>
- Cariño, M., Quevedo, A., Bravo, A., Flores, H., De La Isla, M., Gavi, F., y Zamora, B. (2014). Estado ecológico de ríos y

- vegetación ribereña en el contexto de la nueva ley general de aguas de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(4), 11–16. <https://doi.org/10.1088/1674>
- Colombia. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. (2010). *Política Nacional para la Gestión del Recurso Hídrico*.
- Colvin, R. W., Winemiller, K. O., Fausch, K. D., y Olden, J. D. (2019). Headwater streams and wetlands are critical for sustaining fish, fisheries, and ecosystem services. *Fisheries*, 44, 73–91. <https://doi.org/10.1002/fsh.10229>
- Dala-Corte, R., Melo, A., Siqueira, T., y Bini, L. (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, 57(April), 1391–1402. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>
- Dallos, L. J., y Vélez, N. (2013). Aporte al Plan de Gestión del Riesgo del municipio de Cerinza-Boyacá en las veredas de Toba, Cobagote y Chital ubicadas en la zona rural, basado en la priorización de dos fenómenos amenazantes. Tesis Administración y Gestión Ambiental, Universidad Piloto de Colombia, Bogotá.
- Domínguez, E., y Fernández, H. R. (eds.) (2009). *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- González-Córdoba, M., Zuñiga, M. del C., y Manzo, V. (2015). Riqueza genérica y distribución de Elmidae (Insecta: Coleoptera, Byrrhoidea) en el departamento del Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 16, 208–216.
- Gualdrón, L. E. (2016). Evaluación de la calidad de agua de ríos de Colombia usando parámetros físicoquímicos y biológicos. *Revista Dinámica Ambiental*, 1(1), 83–102.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., y Ryan, and P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Paleontología Electronica*, 4(10), 9.
- IDEAM. (2013a). *República de Colombia. Formato Común de Hoja Metodológica de Indicadores Ambientales. Promedio de nitrógenos totales (Versión 1,00)*. Sistema de Indicadores Ambientales de Colombia. Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. 8p.
- IDEAM. (2013b). *República de Colombia. Formato Común de Hoja Metodológica de Indicadores Ambientales. Promedio de fósforo total. (Versión 1,00)*. Sistema de Indicadores Ambientales de Colombia. Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. 7p.
- Jiménez, A., Osorio, L., Ramirez, F., Ángel, C., Philippe, C., Ángel, C., Ramírez, F., Pablo, R., Segundo, S., Normando, S., Elizabeth, V., Franz, G., Javier, G., Luís, V., Liborio, G., Jacinto, P., Blanca, A., Edilberto, R., José, C., ... Hilda, S. (2006). Diagnóstico. In *Plan de Ordenación y Manejo Ambiental de la Cuenca Alta del Río Chicamocha* (pp. 400–437). Corpoboyacá, Universidad Nacional de Colombia, Universidad-IDEA, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja.
- Kalaninová, D., Krno, I., Hamerlík, L., Bulánková, E., Beracko, P., y Šporka, F. (2017). Bioassessment of streams based on macroinvertebrates-can sampling of some substrate types be excluded? *Biologia (Poland)*, 72(4), 431–444. <https://doi.org/10.1515/biolog-2017-0049>
- Karr, J. R. (2006). Seven foundations of biological monitoring and assessment. *Biologia Ambientale*, 20(2), 7–18.
- King, R. S., y Baker, M. (2010). Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients. *North American Society*, 29(May), 999–1005. <https://doi.org/10.1899/09-144.1>
- Ladrera, R., Belmar, O., Tomas, R., Prat, N., y Cañedo-Arguiles, M. (2019). Agricultural impacts on streams near Nitrate Vulnerable Zones: a case study in the Ebro. *PLoS ONE*, 11, 1–17. <https://doi.org/doi.org/10.1371/journal.pone.0218582>
- Liu, Y., Ren, Z., Qu, X., Zhang, M., Yu, Y., y Peng, W. (2020). Seasonal water level fluctuation and concomitant change of nutrients shift microeukaryotic communities in a shallow lake. *Water (Switzerland)*, 12(9), 1–18. <https://doi.org/10.3390/W12092317>
- Martínez, I., y Pinilla, G. (2018). Índice de Estado Limnológico Fluvial para los ríos de la cuenca Alta Del Río Chicamocha, Boyacá-Colombia. *Luna Azul*, 46, 82–101. <https://doi.org/10.17151/luaz.2018.46.8>
- Melo, A. S., y Froehlich, C. G. (2001). Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in tropical streams. *Freshwater Biology*, 46(6), 711–721. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00709.x>
- Merritt, R. W., y Cummins K. W. (1996). *Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt, Dubuque.
- Morales, M., Otero, J., Torres, A., Pedraza, C., Eraso, N., Franco, C., Betancourth, J., Olaya, É., Posada, E., Cárdenas, L., y Hammen, T. Van Der. (2007). *Atlas de páramos de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá.
- Motta-Díaz, Á. J., y Vimos-Lojano, D. J. (2020). Influence of temporal variation of hydraulic parameters on the structure and function to the macroinvertebrate community in an Andean stream. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 606–621. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1023>
- Munné, A., y 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(1), 203–225. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9757-1>
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., y Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de

- agua. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(April 2016), 160.
- Ramírez, A. (2010). Capítulo 2. Métodos de recolección. *Revista de Biología Tropical*, 58, 2.
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Vera-Sánchez, D. A., y Pinilla-Agudelo, G. A. (2020). 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. *Gestión y Ambiente*, 23, 1-36. <https://doi.org/https://doi.org/10.15446/ga.v23n1.83792>
- Villamarín, C., Prat, N., y Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 1072-1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T., y Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*, 29, 79-92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.006>
- Zanotto-Arpellino, J., Principe, R. E., Oberto, A. M., y Gualdoni, C. M. (2015). Variación espacio-temporal de Chironomidae (Diptera) bentónicos y derivantes en un arroyo serrano en Córdoba, Argentina. *Iheringia, Série Zoológica*, 105(1), 41-52. <https://doi.org/10.1590/1678-4766201510514152>
- Zúñiga, M. del C., Stark, B. P., Posso, C. E., y Garzón, E. (2013). Especies de Anacroneria (Insecta: Plecoptera: Perlidae) de Colombia, depositadas en el Museo de Entomología de la Universidad del Valle (Cali, Colombia). *Biota Colombiana*, 2002-2011.