

Determinación de la calidad del agua del río Frío (Cundinamarca, Colombia) a partir de macroinvertebrados bentónicos

Determination of the Water Quality of the Frio River (Cundinamarca, Colombia) from Benthic Macroinvertebrates

Santiago Ayala Ramírez¹, Wilson Andrés Reinoso González¹, Dayam Soret Calderón Rivera¹,
Ángela María Jaramillo Londoño¹, Duván Javier Mesa Fernández²

¹ Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia,

<https://orcid.org/0000-0002-2141-7548> santiagoayala.ing@gmail.com

<https://orcid.org/0000-0002-8297-6466> wilson.reinoso@usantotomas.edu.co

<https://orcid.org/0000-0002-7604-0581> dayamcalderon@usantotomas.edu.co

<https://orcid.org/0000-0001-9465-8513> angelajaramillo@usantotomas.edu.co

² Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia, <https://orcid.org/0000-0002-9083-9314> dumesa@lasalle.edu.co

Fecha de recepción: 14/05/2019 Fecha de aceptación del artículo: 14/08/2019



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-No comercial-SinObraDerivada 4.0 internacional.

DOI: doi.org/10.18041/1794-4953/avances.1.5191

Como citar: S. Ayala Ramírez, W. A. Reinoso González, D. S. Calderón Rivera, Ángela M. Jaramillo Londoño, y D. J. Mesa Fernández, «Determinación de la calidad del agua del río Frío (Cundinamarca, Colombia) a partir de macroinvertebrados bentónico», Avances, vol. 16, n.º 1, 2019. Doi: <https://doi.org/10.18041/1794-4953/avances.1.5191>

Resumen

En Colombia, los estudios de calidad del agua se han basado en su gran mayoría en información fisicoquímica o bacteriológica, y solamente en las últimas décadas se ha comenzado a integrar e implementar la bioindicación. El propósito del estudio fue caracterizar la calidad del agua del río Frío, usando macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos, junto con parámetros fisicoquímicos. Con esta integración entre los índices bióticos y fisicoquímicos se determinó la calidad del agua de forma más precisa, debido a que se generó un acercamiento más detallado al estado del río Frío. Una vez muestreados e identificados los macroinvertebrados, se calcularon los índices de calidad BMWP/Col, ASTP, IBF, EPT, y los índices de biodiversidad Shannon-Weaver, riqueza específica, diversidad de Margalef y Menhinick. El número total de individuos resultado del estudio en la cuenca correspondió a 687, representados por 12 órdenes, 24 familias y 25 géneros. Adicionalmente, se llevaron a cabo un análisis de varianza y un análisis multivariante, a través de una correlación canónica. Finalmente, se determinó que la calidad del agua del río Frío es moderadamente contaminada; además, presenta una baja biodiversidad en las especies de macroinvertebrados, y se encontró que el resultado de los índices son independientes de las temporadas climáticas.

Palabras clave: biodiversidad, bioindicadores, calidad del agua, macroinvertebrados, río Frío.

Abstract

In Colombia, water quality studies have been based mostly on physicochemical or bacteriological information, and it wasn't until the last decades that bioindication began to be integrated and implemented. The purpose of the study was to characterize the water quality of the Frío river, using benthic macroinvertebrates as biological indicators, jointly with physicochemical parameters. With this integration between the biotic and

physicochemical indices the water quality was determined more precisely, because it generated a more detailed approach to the state of the Frío river. Once the macroinvertebrates were sampled and identified, it proceeded to calculate water quality indexes (BMWP/Col, ASTP, IBF, EPT), and biodiversity indexes (Shannon-Weaver, Specific Wealth, Margalef Diversity, Menhinick). 687 individuals were sampled belonging to 12 orders, 24 families, and 25 genders. Additionally, an Analysis of Variance and a multivariate analysis were carried out through a Canonical Correlation. Finally, it was determined that the water quality of the Frío River is moderately polluted; In addition, it presents a low biodiversity of macroinvertebrate species, and it was found that the results of the índices are independent of the climatic seasons.

Keywords: biodiversity, bioindicators, Frío river, macroinvertebrates, water quality.

Introducción

A lo largo del tiempo, los ecosistemas acuáticos han sufrido grandes daños, debido a que el ser humano ha aumentado la demanda de estos y al uso de sus servicios ambientales. Ello le ha restado importancia al sustento de la vida acuática y terrestre, a la vez que ha afectado directamente sus ecosistemas [1]. Por ello, se han venido desarrollando estrategias para valorar y evaluar la calidad del agua, entre las cuales se incluyen: comparación de las variables con la normatividad vigente; indicadores de calidad del agua, donde, a partir de un grupo de variables medidas, se genera un valor que califica y cualifica la fuente, y metodologías más elaboradas, como la modelación [2].

En Colombia, los estudios de calidad del agua se han basado, en su gran mayoría, en información fisicoquímica o bacteriológica, y solo hasta las últimas décadas se comenzó a incorporar e implementar la bioindicación en este tipo de estudios [3].

Dentro de los bioindicadores más utilizados para la evaluación de la calidad del agua se encuentran las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Esto se debe a que reúnen varias de las cualidades que se esperan de un indicador: su elevada distribución y diversidad taxonómica; así como su sensibilidad a los cambios en las variables fisicoquímicas, hidromorfológicas (velocidad del agua y sustrato) e hidrológicas que se producen en el medio acuático [4]. Además, estos poseen otras cualidades como lo son su fácil recolección, el amplio espectro de respuestas a las perturbaciones y su naturaleza sedentaria y de largos ciclos de vida en el medio acuático, en algunos casos de meses o años [5], [6]. Todos estos son factores ecológicos que permiten relacionar los macroinvertebrados bentónicos con las condiciones ambientales que han prevalecido durante un largo periodo, en contraposición con los análisis fisicoquímicos, que revelan condiciones puntuales del momento cuando se realizan [3].

Estudios recientes, como los de López-López y Sedeño-Díaz [7], Damanik-Ambarita et al. [8], Poikane et al. [9], Castellanos Romero et al. [10], respaldan con sus resultados que estos organismos, dadas sus características biológicas y ecológicas, desde el nivel suborganismal hasta el de la comunidad, tienen excelentes señales de respuesta a los factores estresantes presentes en los ríos y cuerpos de agua. Gracias a esto, mediante análisis de la composición taxonómica y la estructura de las comunidades de macroinvertebrados, se puede llegar a determinar el grado de afectación de un cuerpo de agua, calculando diferentes índices destinados para este fin [11].

Cabe destacar que, al día de hoy, el conocimiento de la taxonomía de los macroinvertebrados en los ecosistemas acuáticos es todavía incompleto en Colombia, principalmente, en los taxones de género y especie. Esto puede derivar en pequeños sesgos en el resultado de los índices, puesto que estos se calculan según la categoría taxonómica de familia, y en los taxones de menor jerarquía, como especie, pueden haber diferencias entre miembros de una misma familia [12].

En este estudio se calcularon los índices biológicos BMWP/Col, ASTP, IBF y EPT. El Biological Monitoring Working Party (BMWP) se desarrolló en los años setenta en Inglaterra [13], y se basa en la presencia de grupos taxonómicos, a nivel de familia, sensibles o tolerantes a la contaminación del agua, y este es independiente al número de individuos recolectados [14]. Cada grupo taxonómico recibe un puntaje, que va desde 1 hasta 10, en función de su grado de sensibilidad a la contaminación. Las puntuaciones altas significan alta sensibilidad a perturbaciones en la calidad del agua, y las bajas, lo contrario. La suma del puntaje de cada familia da como resultado el valor del índice que tiene un significado de calidad [14]-[16].

El Average Score Per Taxon (ASPT) es un índice valioso para evaluar la calidad del agua, especialmente cuando hay alta diversidad [14]. Se obtiene a partir de la división del valor del índice BMWP/Col por el número de taxones que contribuyeron a obtenerlo. Este expresa el promedio de indicación de calidad del agua que tienen las familias de macroinvertebrados encontradas en un sitio determinado, lo que convierte a este índice en un complementario al BMWP y da una medida más real del estado de cada sitio [14], [17]. Según Chesters [18] la ventaja del ASTP frente al BMWP radica en que es independiente del esfuerzo de muestreo, de la estacionalidad y de la eficacia en la identificación.

El Family Biotic Index (IBF) fue desarrollado por Hilsenhoff, en 1988. Semejante al BMWP, proporciona un puntaje a los grupos taxonómicos de acuerdo con su tolerancia o sensibilidad a la contaminación en una escala que va de 0 a 10 [16], [19], con la diferencia de que pondera el valor de tolerancia, ya que la cantidad de individuos recolectados se multiplica por el valor de tolerancia del taxón y se divide entre el total de individuos recolectados [20]. El IBF incluye siete categorías de estado de contaminación, o de calidad de agua, que van desde poca posibilidad de contaminación orgánica hasta contaminación orgánica muy severa [16], [21].

El índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) se refiere al número de individuos de dichos órdenes presentes en la muestra. Se calcula dividiendo el número de individuos de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera por el número total de individuos colectados. Dado que la mayoría de estos tres órdenes son sensibles a la contaminación, los valores más altos significan aguas más oxigenadas y limpias y, por ende, una mejor calidad del agua [14]. Los tres órdenes incluyen miembros con larvas de respiración branquial, por lo que solo pueden existir en ambientes acuáticos con altos niveles de oxígeno disuelto y bajo enriquecimiento orgánico [14], [22].

Por otra parte, al tratar con macroinvertebrados es importante cuantificar la diversidad o variabilidad que puedan presentar estos organismos en sus diferentes ecosistemas, teniendo en cuenta la diversidad dentro de la especie, entre especies y ecosistemas [23]. Para calcular la diversidad se aplicaron los índices de riqueza específica, el índice de Margalef, el índice de Menhinick y el índice de Shannon-Weaver. Todo esto con el fin de calificar y cuantificar la presencia, dominancia y distribución de una o varias especies en el río Frío [24]. Por otra parte, se elaboró la curva de acumulación, con el objetivo de verificar que el esfuerzo muestral fuera el adecuado.

Dada la importancia del río Frío para los municipios y veredas que hacen parte de su cuenca, el presente estudio se enfocó en evaluar, desde el punto de vista biológico y fisicoquímico, la calidad del agua de la cuenca, generando una información básica para estudios taxonómicos y ecológicos de diversos grupos de macroinvertebrados. Ello permitirá implementar acciones de preservación y monitoreo de los ecosistemas acuáticos. A su vez, este estudio ofrece información

importante para estimar caudales ambientales, pues este trabajo hace parte de un proyecto, cuyo fin es evaluar la metodología IFIM para calcular caudales ambientales de algunos de los afluentes del río Bogotá.

1. Materiales y métodos

1.1. Área de estudio

Este estudio se desarrolló en la cuenca del río Frío (Cundinamarca, Colombia), una de las cuencas tributarias al río Bogotá, la cual ha sufrido fuertes transformaciones debido a las actividades agrícolas, ganaderas, mineras y de captaciones de agua para dos acueductos de la zona [25]. Su área de drenaje es de 210 km²; nace en el cerro Carrasposo, en el páramo de Guerrero, a una altura sobre el nivel del mar de 3749, y con una lluvia media anual de 985 mm [26]. Se encuentra distribuida administrativamente en los municipios de Cajicá, Chía, Cogua, Cota, Tabio, Tenjo y Zipaquirá, pertenecientes a la provincia Sabana Centro; con el municipio de Pacho, que hace parte de la provincia de Río Negro, y con el municipio de Subachoque, que hace parte de la provincia de Sabana Occidente [27]. Esta cuenca también presenta algunas presas, con el fin de regular los caudales y garantizar el consumo de agua en poblaciones aledañas [26].

1.2. Diseño del muestreo

Con el propósito de seleccionar los sitios para realizar este estudio, se hizo un reconocimiento de la región. En primer lugar, se ubicaron los sitios de muestreo en el campo con la ayuda de un mapa de la zona, y se escogieron los tres sitios estratégicos que abarcaran la totalidad de la cuenca. Estas tres estaciones de muestreo se distribuyeron de la siguiente forma: parte alta (Pacho, Cundinamarca), parte media (vereda de San Martín) y parte baja (Cajicá, Cundinamarca).

En la tabla 1 se evidencian las coordenadas geográficas de los puntos de muestreo, a lo largo del 2017 en tres temporadas: la seca, con una precipitación promedio de 95 mm; la de transición, con una precipitación de 140 mm, y la de lluvias, con una precipitación promedio de 177 mm. La frecuencia de muestreo se estableció en tales periodos estratégicamente, debido a la posible variación temporal de la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados en el río en los periodos climáticos mencionados.

Tabla 1. Coordenadas de las estaciones de muestreo en el río Frío

Estación de muestreo	Coordenadas	
	Norte	Oeste
E1: cuenca alta	05°05'2,5" N	74°03'32,8" W
E2: cuenca media	04°58'38,6" N	74°04'18,5" W
E3: cuenca baja	04°53'44" N	74°03'9,7" W

Fuente: elaboración propia.

1.3. Parámetros fisicoquímicos

En las tres estaciones de muestreo, parte alta (E1), media (E2) y baja (E3) se evaluaron in situ con la sonda multiparamétrica HANNA HI-9829 los parámetros fisicoquímicos de pH, oxígeno disuelto, conductividad, turbidez, temperatura y sólidos disueltos.

1.4. Muestreo e identificación de macroinvertebrados bentónicos

El muestreo se realizó a partir de la metodología planteada por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, por lo cual en cada estación se delimitó un tramo de 10 m de longitud y se hizo un barrido con la red D-net a contracorriente. Para cada estación la unidad de esfuerzo fue de 10 min a cada costado en las orillas del cauce, y en la medida de lo posible en algunos puntos centrales. En cada muestreo se recolectaron macroinvertebrados acuáticos obtenidos a partir de vegetación ribereña, lodos, rocas y macrófitas. Las muestras se conservaron en alcohol industrial al 70%, a una temperatura de 4°C, y con su etiquetado correspondiente.

Los individuos colectados se identificaron en el laboratorio por medio de estereoscopios y de las claves taxonómicas de Roldán Pérez [28], Álvarez Arango [5], Domínguez y Fernández [29], Oscoz et al. [30] y González Valencia et al. [31]. El nivel taxonómico requerido para el cálculo de los índices biológicos fue el de familia. Particularmente, se profundizó hasta el nivel de género en los casos que fue posible, y, de este modo, se logró, junto a los parámetros ambientales, obtener una información más precisa y puntual de la estructura de las comunidades de macroinvertebrados. Se registró el número de individuos colectados y la puntuación del grado de tolerancia a la contaminación dependiendo del índice.

1.5. Análisis de la información

Existe una extensa lista de índices bióticos de calidad; sin embargo, reconociendo que muchos de ellos son modificaciones o adaptaciones, este estudio contempló la aplicación de cuatro de ellos. Los índices BMWP/Co) y ASPT, teniendo en cuenta las adaptaciones de Álvarez Arango [5], modificado de Roldán Pérez [11]; el índice EPT, de Carrera y Fierro [32], y el IBF, de Hilsenhoff [21]. Al mismo tiempo, se calculó la diversidad a través de los índices de equidad de Shannon-Weaver, riqueza específica, índice de Margalef e índice de Menhinick. Adicional a esto, se llevó a cabo un análisis de varianza (Anova), en el software SPSS, buscando conocer la significancia que tienen las diferentes temporadas (seca, transición y lluviosa) en los resultados de los índices calidad y de diversidad calculados.

De igual manera, se realizó un análisis multivariante a través de una correlación canónica, en el software RStudio, a fin de encontrar la relación existente entre los parámetros fisicoquímicos y las especies de macroinvertebrados encontrados. Entonces, se estudiaron los resultados conseguidos y se obtuvo un resultado generalizado. A partir de esto se determinó la calidad del agua del río Frío y se analizó la situación de este.

2. Resultados

Se colectaron 687 individuos, agrupados en 25 especies, correspondientes a 24 familias y estas, a su vez, pertenecientes a 12 órdenes. La familia Lymnaeidae fue la que mayor abundancia presentó con 268 individuos de los 687 encontrados (39%). En la tabla 2 se muestra la cantidad de individuos recolectados a lo largo del proyecto, junto con su clasificación taxonómica correspondiente.

Tabla 2. Macroinvertebrados recolectados en el río Frío

	Familia	Género/Especie	TS	TT	TL	Total
	Gammaridae	Gammarus	-	43	20	63
Amphipoda	Hyalellidae	Hyalella	3	8	5	16
Basommatophora	Lymnaeidae	Lymnaea	50	63	155	268
	Physidae	Lymnaea	-	-	2	2
	Planorbidae	Gyraulus	-	-	2	2
Clitellata	Tubificidae	Morfotipo 1	9	1	-	10
Diptera	Ceratopogonidae	Morfotipo 2	1	-	-	1
	Chironomidae	Chironomidae	5	9	2	16
	Dolichopodidae	Rhaphium sp	2	4	-	6
	Ephydriidae	Morfotipo 3	1	-	-	1
	Muscidae	Lymnophora	-	-	1	1
	Simuliidae	Simulium	53	20	16	89
		Morfotipo 4	-	-	1	1
Tipulidae	Tipula (bellardina)	8	1	3	12	
Ephemeroptera	Baetidae	Moribaetis	12	3	-	15
Hemiptera	Corixidae	Centrocorisa Kollari	1	-	-	1
	Gerridae	Eurygerris kahli	-	-	2	2
	Mesoveliidae	Mesovelia Mulsanti	-	-	1	1
Lepidoptera	Pyralidae	Morfotipo 5	-	1	-	1
Lumbriculida	Lumbriculidae	Morfotipo 6	1	-	1	2
Odonata	Coenagrionidae	Argia	2	-	-	2
Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	Morfotipo 7	-	1	-	1
Trichoptera	Hydroptilidae	Ochrotrichia	35	8	6	49
	Leptoceridae	Amphoropsyche sp	1	-	-	1
Veneroida	Sphaeriidae	Morfotipo 8	19	90	15	124
Total			203	252	232	687

TS: temporada seca; TT: temporada de transición; TL: temporada lluviosa. Fuente: elaboración propia.

2.1. Curva de acumulación de familias de macroinvertebrados

Con el objetivo de diagnosticar el esfuerzo de muestreo y minimizar la probabilidad de que se presenten nuevas familias después de los periodos de muestreos, se hizo una curva de acumulación, que arrojó los resultados que se pueden observar en la figura 1.

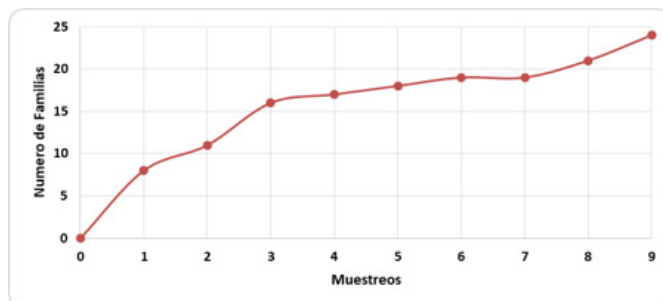


Figura 1. Curva de acumulación de familias de macroinvertebrados en el río Frío
Fuente: elaboración propia.

En total, se ejecutaron nueve muestreos, divididos por tres puntos en tres periodos climáticos. Ello indica que hubo un promedio de aparición de tres nuevas especies hasta la quinta muestra en la temporada de transición. De ahí en adelante era muy poca la probabilidad de aparición de nuevas especies hasta la octava muestra, donde aparecieron entre una y dos especies en promedio.

2.2. Índices de calidad

En la tabla 3 se evidencia que el índice BMWP/Col no se ve influenciado por la lluvia, puesto que sus resultados variaron muy poco con la presencia de esta, y únicamente cambió el resultado que se obtuvo en la estación 1 (E1), ya que en la temporada seca se obtuvo una calidad dudosa y en las otras dos temporadas esta empeoró resultando en crítica. Por lo demás, la calidad del agua en todas las estaciones y temporadas climáticas fue dudosa, lo que traduce en aguas moderadamente contaminadas.

Tabla 3. Puntajes y valores de los índices bióticos de calidad del agua de en las estaciones de muestreo del río Frío

		Temporada seca	Temporada de transición	Temporada lluviosa
BMWP/Col	E1	41: dudosa	31: crítica	18: crítica
	E2	44: dudosa	37: dudosa	45: dudosa
	E3	60: dudosa	42: dudosa	40: dudosa
ASPT	E1	5,13: dudosa	5,17: dudosa	4,5: dudosa
	E2	5,5: dudosa	6,17: dudosa	5,63: dudosa
	E3	5: dudosa	6: dudosa	6,67: aceptable
IBF	E1	5,34: regular	5,36: regular	5,06: regular
	E2	6,61: pobre	4,89: buena	6,50: regular- pobre
	E3	6: regular: pobre	7,16: pobre	5,95: regular-pobre
EPT	E1	33%: regular	11%: mala	16%: mala
	E2	22%: regular	3%: mala	1%: mala
	E3	28%: regular	0%: mala	0%: mala

Fuente: elaboración propia.

El índice ASPT mostró resultados muy similares al BMWP. Casi todas las muestras son indicativas de una calidad de agua dudosa, con la única diferencia que la estación 3 (E3) en la temporada lluviosa presentó una mejoría en la calidad del agua, esto es, una calidad aceptable (tabla 3).

Por otra parte, el índice IBF fue el que más varió en los resultados de cada estación, pues la calidad del agua estuvo entre pobre y buena. Ello marcó la ausencia de un patrón constante en la calidad de esta.

En cuanto al índice EPT, este fue más severo en sus resultados, comparado con los otros tres, pues arrojó que la calidad del agua es deficiente, se encuentra bastante contaminada y presenta muy baja cantidad de oxígeno. Esto se debe a la poca presencia o ausencia de individuos de estos tres órdenes.

2.3. Índices de diversidad

La cuenca del río Frío presenta una riqueza específica de macroinvertebrados que varía considerablemente en los puntos de muestreo y en los periodos muestreo. Ello se puede observar en la tabla 4.

Tabla 4. Índices de diversidad de las especies de macroinvertebrados

Tiempo	Estación de muestreo	Riqueza específica	Margalef	Menhinick	Shannon-Weaver
TS	E1	97	1,53	0,81	1,23
	E2	18	2,42	1,89	1,8
	E3	88	2,46	1,28	1,54
TT	E1	36	1,4	1	1,41
	E2	61	1,22	0,77	1,17
	E3	155	1,19	0,56	0,91
TL	E1	18	1,38	1,18	1,19
	E2	40	1,9	1,26	1,76
	E3	174	0,97	0,45	0,48

TS: temporada seca; TT: temporada de transición; TL: temporada lluviosa.
Fuente: elaboración propia

Se aplicó el índice de diversidad de Margalef con el fin de identificar la diversidad de especies con respecto al número de individuos encontrados, como se puede evidenciar en la tabla 4.

Durante los tres periodos de muestreo, se observó que es baja la diversidad de especies de macroinvertebrados en la mayoría de puntos, debido al número de especies con respecto al número de individuos, pues arrojó resultados de diversidad inferiores a 2, donde en la temporada seca los puntos 2 y 3 son los únicos donde se presenta una zona de diversidad media.

Por otra parte, el índice de Menhinick arrojó resultados similares a los del índice de diversidad de Margalef y mostró la baja diversidad de especies y número de individuos presentes en la cuenca. A su vez, el índice de Shannon-Weaver refleja la baja diversidad de especies de macroinvertebrados acuáticos que presenta la cuenca de río Frío, con resultados inferiores a 3 en las 9 muestras. A su vez, muestra la incertidumbre de poder predecir la presencia de un individuo que sea seleccionado al azar (tabla 4).

2.4. Parámetros fisicoquímicos

Se analizaron diferentes parámetros con el fin de identificar su influencia en el desarrollo de las familias de macroinvertebrados a lo largo de la cuenca del río Frío en las tres fases climáticas que se tomaron en las muestras. Ello se puede observar en la tabla 5.

Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos tomados en el río Frío

PFQ	TS			TT			TL		
	A1	M2	B3	A1	M2	B3	A1	M2	B3
pH	6,32	6,57	6,76	6,41	6,81	6,75	6,47	6,73	6,77
ORP	154,5	141,2	50,7	169,1	177,2	51	165,3	191,1	174
%DO	29,6	33,8	37	47,3	50	37,1	47,2	34,3	30,8

PFQ	TS			TT			TL		
	A1	M2	B3	A1	M2	B3	A1	M2	B3
DO (mg/L)	2,28	2,61	2,72	3,55	3,85	2,72	3,54	2,55	2,29
TDS (ppm)	32	32	49	14	0	49	15	33	21
C (PSU)	0,03	0,03	0,05	0,01	0	0,05	0,01	0,03	0,02
Tu (FNU)	91,2	14,8	77,9	9,5	10,4	88,9	5,4	14,6	14,2
T @	10,66	12,94	15,59	10,4	12,87	15,59	11,68	15,05	12,34
PA (mm Hg)	530,6	558,7	563,7	528,3	556,6	563,7	528,6	563,8	572,3
Pr (m)	0,26	0,35	0,36	0,32	0,35	0,28	0,46	0,41	0,54
V (m/s)	0,2	0,29	0,45	0,2	0,29	0,2	0,7	0,36	0,59
Q (m3/s)	0,13	0,57	0,74	0,169	0,53	0,34	0,49	0,77	2,12

PFQ: parámetros fisicoquímicos; A1: cuenca alta-punto 1; M2: cuenca media-punto 2; B3: cuenca baja-punto 3; ORP: potencial de reducción de oxidación; DO: oxígeno disuelto; TDS: sólidos disueltos totales; C: conductividad; Tu: turbidez; T: temperatura; PA: presión atmosférica; Pr: profundidad; V: velocidad; Q: caudal.
Fuente: elaboración propia.

En los tres periodos de muestreo se evidenció que el pH y la conductividad variaron mínimamente en todos los puntos muestreados con una media de 6,59 y 0,03 PSU, respectivamente. También se pudo evidenciar que el porcentaje de demanda de oxígeno (DO %) fue aumentando a lo largo del tiempo, al pasar de un 29,6% en temporada seca, llegando a un pico del 50% en época de transición, y volviendo a disminuir a un 30,8% en la temporada lluviosa. Así mismo, ocurrió con el oxígeno disuelto, que varió de 2,28 mg/L en temporada seca, con un pico de 3,85 mg/LDO en transición, y disminuyó a 2,29 mg/LDO en temporada lluviosa. También se pudo encontrar que los sólidos disueltos tuvieron su pico en el periodo de transición con un valor de 49 ppm TDS y volvió a disminuir en la temporada de lluvias.

La turbidez presentó sus valores más altos en la temporada de sequía, y la temperatura varió muy poco durante los tres periodos de muestreo.

2.5. Análisis de varianza

Para llevar a cabo el Anova se utilizó un intervalo de confianza del 95%. En la tabla 6 se puede observar que para todos los índices, tanto los de calidad (BMWP/Col, ASPT e IBF) como los de diversidad (Margalef, Menhinick y Shannon-Weaver), el nivel de significancia es mayor a 0,05. Esto nos permite aceptar la hipótesis nula y, por lo tanto, determinar que no existe una diferencia significativa entre las tres temporadas en que se llevaron a cabo los muestreos (seca, transición y lluviosa) y el resultado de los índices. Esto afirma una independencia entre las variables, lo que quiere decir que la temporada climática no hace que los resultados de los índices sean estadísticamente diferentes. Cabe aclarar que no se tuvo en cuenta el índice EPT para este análisis estadístico, ya que sus resultados distaron notoriamente del resto de índices de calidad.

Tabla 6. Análisis de varianza para las temporadas climáticas con los índices de calidad y diversidad

Índice	Temp	# M	Media	Desv	p
ASPT	TS	3	5,21	0,25942	0,63
	TT	3	5,78	0,53507	
	TL	3	5,6	1,08531	

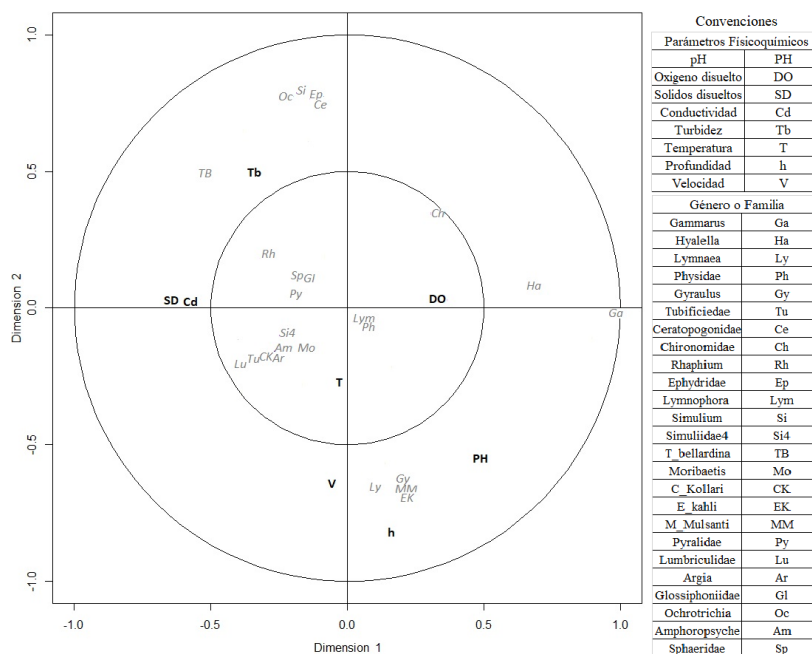
Índice	Temp	# M	Media	Desv	p
IBF	TS	3	5,9833	0,63516	0,966
	TT	3	5,8033	1,19818	
	TL	3	5,8367	0,72666	
Margalef	TS	3	2,1367	0,52577	0,085
	TT	3	1,27	0,11358	
	TL	3	1,4167	0,46608	
Menhinick	TS	3	1,3267	0,54151	0,339
	TT	3	0,7767	0,22008	
	TL	3	0,9633	0,44636	
Shannon-Weaver	TS	3	1,5233	0,28537	0,516
	TT	3	1,1633	0,25007	
	TL	3	1,1433	0,64127	
BMWP/Col	TS	3	48,3333	10,21437	0,299
	TT	3	36,6667	5,50757	
	TL	3	34,3333	14,36431	

Temp: temporada; #M: # muestreos; Desv: desviación estándar; Valor de p: significancia.
Fuente: elaboración propia.

2.6. Correlación canónica (parámetros fisicoquímicos vs. especies de macroinvertebrados)

La matriz se trabajó con ayuda del software RStudio, donde se relacionaron los parámetros fisicoquímicos como variables independientes, y las especies de macroinvertebrados, como variables dependientes. En la figura 2 se graficó el resultado de la matriz de correlaciones arrojado y se pudo observar que cada una de las familias posee un grado de afinidad diferente para cada parámetro, siendo los más afines aquellos con mayores valores que se acerquen a las líneas de los parámetros fisicoquímicos o las variables que se encuentran dentro de los valores de 0 a 0,5 y de 0 a -0,5.

Figura 2. Correlación de parámetros fisicoquímicos y géneros de macroinvertebrados del río Frío
Fuente: elaboración propia.



Por esta razón, los géneros —o, en su defecto, familias— de macroinvertebrados acuáticos que tuvieron mayor afinidad con los parámetros fisicoquímicos de turbiedad, sólidos disueltos y conductividad fueron: Tipula, Rhabdium, Sphaeriidae, Glossiphoniidae y Pyralidae; mientras que el individuo del género Lymnophora, por su parte, presenta una afinidad directa con el pH.

3. Discusión

Con la integración de los índices bióticos y fisicoquímicos de calidad del agua, esta se determina de forma más precisa, pues se genera un acercamiento más detallado al estado de los cuerpos de agua. La cuenca del río Frío presentó un nivel bajo en abundancia, riqueza y diversidad de macroinvertebrados acuáticos, siendo los órdenes Basommatophora y Diptera (tabla 2) los más representativos; mientras que los organismos del orden Lepidoptera presentaron la menor abundancia para la cuenca. Esto posiblemente porque los organismos de este orden viven en aguas limpias y bastante oxigenadas [31], cualidades que no presenta la cuenca del río Frío.

Los organismos de la familia Lymnaeidae, perteneciente al orden Basommatophora, fueron los más abundantes, al encontrarse 268 individuos en total a lo largo del estudio (tabla 2). Estos organismos se caracterizan por ser tolerantes a la contaminación orgánica y a bajas concentraciones de oxígeno [31], [33].

Del orden Diptera los organismos más abundantes fueron los pertenecientes a las familias Simuliidae y Chironomidae (tabla 2). La presencia de organismos de la familia Simuliidae fue disminuyendo en cada una de las temporadas climáticas (TS = 53 individuos; TT = 20 individuos; TL = 16 individuos). Esto puede indicar una leve pérdida de la calidad del agua en el tiempo, ya que esta familia se caracteriza por habitar en aguas limpias [28]. A su vez, la presencia de organismos de la familia Chironomidae puede relacionarse con la capacidad que tienen estos organismos para sobrevivir en diferentes tipos de hábitats y tolerar ambientes enriquecidos de carga orgánica residual. Además, tienen algunas ventajas sobre otros macroinvertebrados, como la tolerancia a la presencia de materia orgánica y la alta disponibilidad de alimento [34].

Según los resultados mostrados en la tabla 3, se puede concluir que el río Frío no tiene un agua limpia; contrario a lo que señaló Venegas Abril [25], quien afirma que el río Frío no presenta notables niveles de contaminación, lo que sugiere una alta capacidad de respuesta a las perturbaciones antropogénicas, especialmente a las descargas agroindustriales. Dicha conclusión no se evidenció al llevar a cabo este trabajo, en el que se obtuvo que el río presenta aguas con una contaminación regular/moderada a lo largo del cauce. Esto se debe a varias razones: el desbordamiento del río en zonas planas, gracias a la ocupación de las márgenes del río en la zona urbana del municipio de Chía; la falta de implementación de tecnologías limpias en industrias y ganadería, y la contaminación por vertimientos orgánicos [27].

En la aplicación de los índices BMWP/Col, ASPT e IBF se presentó el inconveniente que algunas familias encontradas en el río no cuentan con un puntaje asignado para el cálculo de dichos índices. Los primeros no tienen en cuenta la familia Lumbriculidae, y el IBF, por su parte, excluye a la familia Glossiphoniidae. Según esto, el IBF no mostró un patrón definido que pudiera indicar con claridad la calidad del agua; por tanto, se optó por el BMWP/Col y el ASPT, pues presentaron resultados bastante similares e indicaron una mejor tendencia

para definir la calidad del agua. En el caso del ASPT, este tiene a su favor que genera la puntuación promedio por taxón e incluye en su cálculo la riqueza de familias. De acuerdo con esto, la mayoría de las estaciones tienen agua Clase III, dudosa (aguas moderadamente contaminadas).

Por su parte, de forma general, el índice EPT puede disminuir levemente sus valores cuando el volumen del agua es bajo o las condiciones del sustrato no favorecen la abundancia o el desarrollo de alguno de los taxones requeridos el índice [35], como es el caso del río Frío, cuyo lecho, a medida que transcurre el río aguas abajo, va cambiando de rocoso a arenoso, lo que no favorece la presencia de estos órdenes [6].

Los resultados de calidad del agua del río Frío corroboran la afirmación de Endara [36], la cual dice que la presencia de una comunidad de macroinvertebrados en un cuerpo de agua determinado es un índice inequívoco de las condiciones que allí están dominando y de que las fluctuaciones de contaminación que puedan presentarse no son lo suficientemente fuertes como para provocarle un cambio significativo.

La mayor abundancia de organismos está relacionada con la mayor disponibilidad de sustratos heterogéneos y con la mayor cobertura de vegetación ribereña intacta, que ofrece un mayor suministro de material alóctono que sirve como alimento y sustrato para la comunidad. Roque et al. [37] plantearon la hipótesis de que las áreas con mayor cobertura vegetal deberían tener una mayor riqueza taxonómica. Esto explica la baja diversidad de especies en el río Frío, como se comprobó al calcular los diferentes índices de diversidad, ya que las riberas del río presentan poca cobertura vegetal, y el fondo del cauce suele ser de textura arcillosa y rocosa.

La menor frecuencia de diferentes familias en la temporada lluviosa, en comparación con las de la temporada seca y de transición, podría estar relacionada con la pérdida de vegetación de ribera y su remplazo por vegetación arbustiva y exótica, y con una menor disponibilidad de sustratos heterogéneos (principalmente arena), como señalan Bueno et al. [38]; además de la disminución de oxígeno en la estación 3.

Sumado a esto, los resultados de baja diversidad están directamente relacionados con las actividades antrópicas que se realizan en la cuenca, las cuales van afectando la cobertura vegetal [39]. Esto reduce la entrada de luz al cuerpo de agua y, por lo tanto, se reduce la productividad primaria junto con la temperatura, lo que afecta directamente la diversidad de especies de macroinvertebrados [40].

Por otra parte, el oxígeno disuelto arrojó sus valores más altos en temporada de transición. Esto propició el aumento de varias familias de macroinvertebrados que requieren este elemento [41]. A su vez, en la temporada seca hubo mayor turbiedad y sólidos disueltos totales en el agua. En esta temporada se presentó la mayor diversidad de especies, puesto que por la baja velocidad del agua los individuos no eran arrastrados en gran medida.

En las correlaciones canónicas se evidenció que la turbidez es uno de los parámetros que presenta mayor afinidad con respecto a varias de las familias que se encontraron en río Frío, entre las que destacan Hydroptilidae, Simuliidae, Ephydriidae, Ceratopogonidae y Tipulidae. La primera correspondiente al orden Trichoptera, y las otras cuatro, al orden Diptera, uno de los dos órdenes más representativos de este estudio (figura 2).

Esto muestra que la turbidez es uno de los factores que más afectan el desarrollo de las familias de macroinvertebrados, debido a que este parámetro es un limitante para la reproducción y asentamiento de familias que necesitan de oxígeno para subsistir [42]. A su vez, este parámetro está relacionado con los sólidos suspendidos, pues entre más sólidos suspendidos se encuentren en el cuerpo de agua su turbidez aumentará [43], [44].

Por otra parte, la familia Lymnaeidae presentó una afinidad directa con la velocidad, la profundidad y el pH. Las condiciones de este último en el río Frío fueron favorables para la presencia de esta familia; también muestra que si el pH llega a disminuir, la presencia de esta familia se verá amenazada, pues cuando el pH es muy ácido, derivará en una disminución de familias de caracoles, bivalvos, almejas, dáfnidos, efemerópteros y dípteros [14].

Comparando nuestros resultados con los del estudio que llevó a cabo Venegas Abril, en el 2013, en la cuenca del río Frío [25], se puede evidenciar el deterioro que ha sufrido la calidad del agua con el paso de los años. Se ha visto una reducción en los niveles de parámetros fisicoquímicos relevantes para el desarrollo de macroinvertebrados, como el oxígeno disuelto, pasando de un promedio de 9,1 mg/L, en el 2013, a 2,9 mg/L, en el 2017, y la temperatura, disminuyendo de 14,13 °C a 13,01 °C en el mismo periodo. Esto explica la baja biodiversidad y abundancia de macroinvertebrados presentes en la cuenca y, a la vez, sugiere una notable pérdida en la capacidad de respuesta del río frente a las perturbaciones antropogénicas, especialmente frente a las descargas agroindustriales [25].

La cuenca, desde su nacimiento en el páramo de Guerrero hasta su desembocadura en el río Bogotá presenta una fuerte alteración, debido a las diferentes actividades que se desarrollan en el área de influencia de la subcuenca, como lo son los diferentes cultivos de papa y cebolla, así como las actividades mineras y vertimientos industriales y domésticos. Todos estos factores han causado el deterioro de este cuerpo hídrico y reducido considerablemente sus caudales, nivel y calidad.

Este estudio ofrece información base para posteriores estudios y proyectos que se quieran desarrollar entorno al río Frío. Uno de estos es el caso de la estimación de caudales ambientales a través de la metodología IFIM (proyecto bajo el cual se llevó a cabo este estudio de calidad del agua). A partir de este se pueden determinar las condiciones hidrológicas, hidráulicas, geomorfológicas, limnológicas y de calidad del agua, lo cual permitirá obtener un diagnóstico integral del estado ambiental del río para establecer un manejo integrado y sostenible del recurso hídrico, determinando la calidad, cantidad y régimen de flujo de agua requerido para mantener los componentes, funciones y procesos de los ecosistemas acuáticos. Estos proporcionan bienes y servicios a la sociedad [45], [46]. Adicional a esto se pueden desarrollar proyectos en torno a los usos del suelo alrededor de la cuenca, con el fin de proteger la vegetación de ribera o hacer restauración ecológica en caso de ser necesario, teniendo en cuenta que dicha vegetación es fundamental para el equilibrio ecológico, debido a que ofrece protección para las aguas y el suelo, al funcionar como filtro y actuar como sistema depurador para evitar la erosión, reduciendo la sedimentación y la fuerza de las aguas que llegan a ríos, lagos y represas, y manteniendo la calidad del agua, al amortiguar el ingreso de contaminantes y regular la temperatura y la entrada de luz, lo que repercute en la estructura y la dinámica de los diferentes niveles tróficos [47], [48].

A su vez, la información obtenida en este estudio es útil para el planteamiento de un plan de manejo y ordenamiento de una cuenta, ya que este se encarga de mantener el equilibrio entre el aprovechamiento social y el aprovechamiento económico de los recursos, así como de conservar la estructura fisicobiótica de la cuenca, particularmente el recurso hídrico [49].

4. Conclusiones

- ◆ Los macroinvertebrados, como bioindicadores, son una gran alternativa para determinar la calidad del agua, gracias a sus diferentes grados de sensibilidad y tolerancia a la contaminación.
- ◆ La calidad del agua del río Frío es moderadamente contaminada, debido probablemente a contaminación orgánica derivada de las actividades antrópicas propias de la cuenca (especialmente actividades agrícolas, ganaderas y vertimiento de aguas residuales domésticas).
- ◆ La diversidad de macroinvertebrados en el río es baja, gracias a la poca vegetación ribereña o a la alteración de esta, en conjunto con los tipos de sustratos que presenta el río a lo largo del cauce.
- ◆ Se determinó que en el caso del río Frío no existe una diferencia significativa entre las temporadas climáticas y el resultado de los índices de calidad y diversidad, afirmándose una independencia entre dichas variables.
- ◆ La turbidez presenta gran influencia en la presencia de varias familias, caracterizadas por ser tolerantes a la contaminación; por tanto, una disminución de esta, en conjunto con los sólidos en la cuenca, se reflejaría en la pérdida de abundancia de dichas familias.
- ◆ Un adecuado nivel de oxígeno disuelto es necesario para una buena calidad del agua. El oxígeno es un elemento necesario para el desarrollo de gran parte de macroinvertebrados; por ende, el aumento de este parámetro propiciaría el desarrollo de varias familias sensibles a la contaminación.
- ◆ Es necesario que se fomente la implementación de buenas prácticas agrícolas y la disminución del vertimiento de aguas residuales de origen doméstico, para reducir la carga orgánica contaminante, y ello beneficie al medio ambiente y a la comunidad que habita la microcuenca.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Santo Tomás, por la financiación del proyecto “Evaluación de la metodología IFIM (Instream Flow Incremental Methodology) para el estudio de caudales ambientales en tres ríos de alta montaña de la cuenca del río Bogotá, como estrategia de gestión del recurso hídrico”.

Referencias

- [1] M. Chamorro Yela, J. P. Paz Insuasti, Incidencia de la educación ambiental en la protección y conservación y conservación del humedal “Meandro Del Say”, Bogotá: Corporación Universitaria Minuto de Dios, 2013.
- [2] J. Valdés-Basto, N. E. Samboni-Ruiz, y Y. Carvajal-Escobar, “Desarrollo de un Indicador de la calidad del agua usando estadística aplicada, caso de estudio: Subcuenca Zanjón Oscuro”, *Tecno Lógicas*, n.º 25, pp. 165–180, 2011.
- [3] M. D. C. Zúñiga, “Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental”, 2000. Disponible: <https://quimiambientalutp.files.wordpress.com/2015/03/zc3bac3b1iga-m-2009-capitulo-7-bioindicadores-de-calidad-de-agua-y-caudal-ambiental.pdf>
- [4] J. Alba-Tercedor, I. Pardo, N. Prat y A. Pujante, “Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos”, en M. J. de la Fuente Álvaro (Ed.), *Metodología para el*

- establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro, pp. 131–142, 2005 [en línea]. Disponible: https://www.mapama.gob.es/es/agua/publicaciones/Protocolos_muestreo_biologico_con_portada_tcm30-nueva214764.pdf
- [5] L. F. Álvarez Arango, “Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua”, 2005 [en línea]. Disponible: <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/31357>
- [6] I. S. López-Erao et al., “Aplicación de índices bióticos para la evaluación de la calidad del agua de un río Andino Amazónico”, *Momentos de Ciencia*, vol. 9, n.º 2, pp. 106–112, 2012.
- [7] G. A. Roldán Pérez, “Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col”. Universidad de Antioquia, 2003 [en línea]. Disponible: https://books.google.com.ec/books?id=ZEjgIKZTF2UC&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- [8] H. A. Hawkes, “Origin and development of the biological monitoring working party score system”, *Water Res.*, vol. 32, n.º 3, pp. 964–968, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00275-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00275-3)
- [9] M. C. Arango, L. F. Álvarez, G. A. Arango, O. E. Torres y A. D. J. Monsalve, “Calidad del agua de las quebradas La Cristalina y La Risaralda, San Luis, Antioquia”, *Revista EIA*, n.º 9, pp. 121–141, 2008 [en línea]. Disponible: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fua&AN=34131774&lang=es&site=ehost-live>
- [10] D. Rosero y O. Fossati, “Comparación entre dos índices bióticos para conocer la calidad del agua en ríos del páramo de Papallacta para la Protección del Agua”, pp. 1–21, 2009 [en línea]. Disponible: <https://www.mpl.ird.fr/divha/aguandes/ecuador/papallacta/doc/D14-09Indices.pdf>
- [11] P. E. Gutiérrez-Fonseca y A. Ramírez, “Ecological evaluation of streams in Puerto Rico: major threats and evaluation tools”, *Hidrobiologica*, vol. 26, n.º 3, pp. 433–441, 2016.
- [12] J. Rueda, G., Tapia, R. Hernández y F. Martínez-López, “El río Magro, parte I: Evaluación de su calidad biológica mediante la aplicación del BMWP’ y del ASPT”, *Ecología*, n.º 12, pp. 135–150, 1998 [en línea]. Disponible: http://www.magrama.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/publicaciones/ecologia_12_08_tcm7-46183.pdf
- [13] R. K. Chesters, “Biological monitoring working party: the 1978 national testing exercise”. Department of the Environment Water Data Unit, 1980.
- [14] E. J. Galindo-Pérez et al., “Cave macroinvertebrates used as bioindicators of water quality”, *Tecnología y Ciencias del Agua*, vol. 8, n.º 5, pp. 5–17, 2017. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-05-01>
- [15] M. Springer, “Biomonitoreo acuático”, *Rev. Biol. Trop.*, vol. 58, supl. 4, pp. 53–59, 2010.
- [16] W. L. Hilsenhoff, “Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index”, *J. N. Am. Benthol. Soc.*, vol. 7, n.º 4, pp. 65–68, 1988. <https://doi.org/10.2307/1467832>
- [17] K. Suozzo, “The use of aquatic insects and benthic macroinvertebrate communities to assess water quality upstream and downstream of the Village of Stamford wastewater treatment facility”, 2006 [en línea]. Disponible: https://www.researchgate.net/publication/242160019_The_use_of_aquatic_insects_and_benthic_macroinvertebrate_communities_to_assess_water_quality_upstream_and_downstream_of_the_Village_of_Stamford_wastewater_treatment_facility
- [18] Naciones Unidas, Convenio sobre la diversidad biológica, 1992 [en línea]. Disponible: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>
- [19] C. E. Moreno, “Métodos para medir la biodiversidad”, en *M&T- Manuales y Tesis SEA*, n.º 1, p. 84, 2001. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103709>
- [20] C. E. Venegas Abril, “Estudio preliminar de la subcuenca del río Frío en el tramo comprendido por el municipio de Cajicá”, 2013 [en línea]. Disponible: http://repository.unimilitar.edu.co/bitstream/10654/11079/1/Entrega_Final_Estudio_Preliminar_Estado_del_Río_Frío_Cesar_Venegas.pdf

- [21] R. D. Acero García, Y. Navarrete Moyano, M. del C. Contreras Simanca y J. D. Cárdenas Rodríguez, "Plan de desarrollo 'Tabio Compromiso de Todos' 2016 -2019". Tabio Compromiso de Todos, 2016 [en línea]. Disponible: <http://sabanacentrocomovamos.org/home/wp-content/uploads/2016/11/Tabio.pdf>
- [22] V. Poloche Rojas, "Revisión de la documentación existente sobre las áreas de protección de la zona de influencia del río Frío en Chía y río Torca en el norte de Bogotá", 2015 [en línea]. Universidad Militar Nueva Granada.
- [23] G. Roldán Pérez, Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Medellín: Colciencias, 1988 [en línea]. Disponible: <http://www.ianas.org/docs/books/wbp13.pdf>
- [24] E. Domínguez y H. R. Fernández, "Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología", en Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo, 2009.
- [25] J. Oscoz, D. Galicia y R. Miranda, "Clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la Cuenca del Ebro", J. Chem. Inf. Model., vol. 53, n.º 9, p. 66, 2011. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- [26] A. González Valencia, J. D. et al., "Hidrobiológicos Jurisdicción de CORANTIOQUIA", 2016 [en línea]. Disponible: https://www.hgis-indias.net/downloads/mapas/Jurisdiccion/atlas-ngr_pamplona_san_jose_de_cucuta-1800.pdf
- [27] C. Carrera y K. Fierro, Manual de monitoreo: Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua, 2001 [en línea]. Disponible: <http://www.ecociencia.org/archivos/ManualLosmacroinvertebradosacuaticos-100806.pdf>
- [28] J. Oscoz Escudero, Guía de campo macroinvertebrados de la cuenca del Ebro. s. l.: Confederación Hidrográfica del Ebro, 2009.
- [29] O. Caicedo y J. Palacio, "Los macroinvertebrados bentónicos y la contaminación en la quebrada La Mosca (Guarne, Antioquia, Colombia)", Act. Biol., vol. 20, n.º 69, pp. 61–73, 1998.
- [30] P. M. Castellanos y C. Serrato, "Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en un nacimiento de río en el Páramo de Santurbán, Norte de Santander", Rev. Acad. Colomb. Ci. Exact., vol. 32, n.º 122, pp. 79–86, 2008.
- [31] A. Endara, "Identificación de macroinvertebrados bentónicos en los ríos: Pindo Mirador, Alpayacu y Pindo Grande; determinación de su calidad de agua", Enfoque UTE, vol. 3, n.º 2, pp. 33–41, 2011 [en línea]. Disponible: <http://oaji.net/articles/2015/1783-1426290825.pdf>
- [32] F. O. Roque, S. Trivinho-Strixino, G. Strixino, R. C. Agostinho y J. C. Fogo, "Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaragua State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales", J. Insect Conserv., vol. 7, n.º 2, pp. 63–72, 2003. <https://doi.org/10.1023/A:1025505323668>
- [33] A. A. P. Bueno, G. Bond-Buckup y B. D. P. Ferreira, "Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água", Rev. Bras. Zool., vol. 20, n.º 1998, pp. 115–125, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752003000100014>
- [34] S. M. González G., Y. P. Ramírez, A. M. Meza S. y L. G. Dias, "Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales", Bol. Cient. Mus. Hist. Nat., vol. 16, n.º 2, pp. 135–148, 2012.
- [35] I. K. Boothroyd, J. M. Quinn, E. (Lisa) Langer, K. J. Costley y G. Steward, "Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams: 1. Riparian vegetation structure, stream geomorphology and periphyton", For. Ecol. Manag., vol. 194, n.º 1–3, pp. 199–213, 2004. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2004.02.018>
- [36] A. M. Meza-S., J. Rubio-M., L. G.-Dias y J. M.-Walteros, "Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del Río Chinchina", Caldasia, vol. 34, 2012 [en línea]. Disponible: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39163>
- [37] G. A. Patiño Pescador, "Evaluación de la calidad del agua por medio de bioindicadores macroinvertebrados acuáticos en la quebrada La Vieja". Universidad Distrital Francisco José de Caldas, 2015.

- [38] IADC, “Turbidez”, 2007 [en línea]. Disponible: https://www.iadc-dredging.com/ul/cms/fck-uploaded/documents/PDF_Facts_About_translations/facts-about-turbidity-spanish.pdf
- [39] HANNA Instruments, “La temperatura afecta el pH del agua”, s. f. [en línea]. Disponible: <http://www.hannacolombia.com/blog/post/39/la-temperatura-afecta-el-ph-del-agua>
- [40] K. D. Bovee, B. L. Lamb, J. M. Bartholow, J. Taylor y J. Henriksen, “Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology”. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division Information and Technology Report, 1998.
- [41] M. L. Izquierdo Santacruz y S. M. Madroño Palacios, “Régimen de caudal ecológico, herramienta de gestión para conservar la biota acuática”, Ciencia e Ingeniería Neogranadina, vol. 23–2, pp. 77–94, 2013.
- [42] A. Kutschker, C. Brandy M. L. Miserendino, “Quality assessment of riparian corridors in streams of northwest Chubut affected by different land use”, Ecol. Austral, vol. 19, n. 1, pp. 19–34, 2009 [en línea]. Disponible: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-67650700629&partnerID=4O&md5=6698187b38aba858c48f23d278192351>
- [43] K. J. Clavijo Otálvaro y E. A. López Barrera, “Propuesta metodológica de restauración para la vegetación riparia a partir de la variación de la composición florística en diferentes épocas climáticas del humedal Torca-Guaymaral”, Producción + Limpia, vol. 12, n.º 1, pp. 49–62, 2017. <https://doi.org/10.22507/pml.v12n1a5>
- [44] Secretaría Distrital de Ambiente, POMCA, s. f. [en línea]. Disponible: <http://ambientebogota.gov.co/ar/pomca>
- [45] G. Roldán-Pérez, “Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica”, Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exact, vol. 40, n.º 155, p. 254, 2016. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- [46] E. López-López y J. E. Sedeño-Díaz, “Biological indicators of water quality: the role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality”, en Environmental Indicators. Dordrecht: Springer Netherlands, 2015, pp. 643–661. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9499-2_37
- [47] M. N. Damanik-Ambarita et al., “Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices”, Limnologia, n.º 57, 27–59, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.01.001>
- [48] S. Poikane, et al. “Benthic macroinvertebrates in lake ecological assessment: A review of methods, intercalibration and practical recommendations”, Sci. Total Environ., n.º 543, pp. 123–134, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.021>
- [49] K. Castellanos Romero, et al., “Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index”, Ecol. Indic., n.º 72, pp. 53–66, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.023>