



## C A P Í T U L O 1 3

# EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MANAURE MEDIANTE ÍNDICES BMWP/ COL, ASTP Y PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.97625170913>

**Euller De Jesús Díaz Rodríguez**  
Ingeniero Ambiental y Sanitario

**Jarlis Campuzano Gámez**  
Ingeniero Ambiental y Sanitario

**Karina Paola Torres Cervera**  
PhD en Ciencias de la Educación, Msc. Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Docente Universitario de ingeniería ambiental y sanitaria, Universidad Popular del Cesar

**Pedro Juan Torres Flores**  
Licenciado en Matematicas y fisica, Especialista en Educación matematicas.  
Docente de la Universidad Popular del Cesar. Valledupar

**RESUMEN:** El estudio evaluó la calidad del agua del río Manaure mediante análisis fisicoquímicos y bioindicación con macroinvertebrados en cuatro puntos, abarcando el vertimiento de aguas residuales y la vereda La Vega de Jacob. Se midieron pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto in situ, mientras que en laboratorio se determinaron  $DBO_5$ , DQO, fósforo y nitrógeno. Se identificaron macroinvertebrados para calcular Shannon-Wiener, Simpson, Margalef, Dominancia, BMWP/COL y ASTP. Los resultados reflejaron valores de DQO (140 mg/L),  $DBO_5$  (35 mg/L) y fósforo total (0,71 mg/L) elevados en el vertimiento, además de disminución de diversidad y mayor dominancia. El BMWP/COL varió entre 34 (clase IV) y 89 (clase II), mientras que el ASTP osciló entre 4,25 y 7,50. Se evidenció coexistencia de familias sensibles y tolerantes, con deterioro en el punto de descarga y recuperación parcial aguas abajo. El río presenta impacto moderado, pero mantiene resiliencia ecológica.

**PALABRAS CLAVE:** Índice BMWP/COL, índices ASTP, Bioindicadores

# EVALUATION OF THE WATER QUALITY OF THE MANAURE RIVER USING BMWP/COL, ASTP INDICES AND PHYSICOCHEMICAL PARAMETERS

**ABSTRACT:** The study assessed the water quality of the Manaure River using physicochemical analyses and bioindication with macroinvertebrates at four points: the wastewater discharge point and the La Vega de Jacob trail. pH, temperature, conductivity, and dissolved oxygen were measured in situ, while  $BOD_5$ , COD, phosphorus, and nitrogen were determined in the laboratory. Macroinvertebrates were identified to calculate Shannon-Wiener, Simpson, Margalef, Dominance, BMWP/ COL, and ASTP ratios. The results showed elevated COD (140 mg/L),  $BOD_5$  (35 mg/L), and total phosphorus (0.71 mg/L) values at the discharge point, along with decreased diversity and increased dominance. The BMWP/COL ratio ranged from 34 (class IV) to 89 (class II), while the ASTP ratio ranged from 4.25 to 7.50. There is evidence of coexistence between sensitive and tolerant families, with deterioration at the discharge point and partial recovery downstream. The river shows moderate impact but maintains ecological resilience.

**KEYWORDS:** BMWP/COL Index, ASTP Indices, Bioindicators

## INTRODUCCIÓN

La calidad y disponibilidad del agua dulce se ha convertido en uno de los temas ambientales más urgentes de la actualidad. Su degradación progresiva afecta directamente el equilibrio ecológico, la seguridad alimentaria, la salud pública y la sostenibilidad de los territorios [1]. A nivel global, la presión sobre los cuerpos de agua se incrementa debido al aumento de la demanda, el crecimiento poblacional, el cambio climático y la descarga continua de efluentes residuales. Para 2022, más de 2,2 mil millones de personas no contaban con abastecimiento seguro de agua potable y al menos 3,5 mil millones carecían de servicios de saneamiento adecuados, lo que evidencia una vulnerabilidad persistente en la gestión del recurso hídrico [2]. Esta realidad no solo amenaza la integridad de los ecosistemas acuáticos, sino que también compromete el desarrollo social, productivo y sanitario de comunidades que dependen de fuentes fluviales para su consumo, agricultura y economía local.

Diversas investigaciones han demostrado que los ríos sometidos a vertimientos domésticos o municipales presentan deterioro progresivo en sus parámetros fisicoquímicos y en la composición biológica, incluso cuando las descargas no derivan de actividades industriales de gran escala [3]. En estos sistemas lóticos, la acumulación de materia orgánica, el aumento de nutrientes como nitrógeno y fósforo, la disminución de oxígeno disuelto y el incremento de la DBO y DQO son indicadores recurrentes de alteración ambiental. No obstante, los parámetros fisicoquímicos

por sí solos pueden resultar insuficientes para evaluar el alcance real del deterioro, debido a su variabilidad temporal y a que no capturan el efecto acumulativo de la contaminación. Por ello, el empleo de organismos bioindicadores se ha consolidado como una herramienta útil para interpretar la respuesta ecológica frente a la presión antrópica y las condiciones del hábitat [4].

En Colombia, el uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores ecológicos es ampliamente reconocido por su sensibilidad diferenciada ante la contaminación y por su capacidad de reflejar la calidad del agua a través del tiempo. El índice BMWP/COL y su derivado ASTP han sido implementados en diversos estudios aplicados a cuencas andinas, permitiendo clasificar los cuerpos de agua en categorías que oscilan desde condiciones buenas hasta estados críticos de perturbación estructural [5]. Su fortaleza radica en la asignación de puntuaciones de sensibilidad a cada familia registrada, lo que facilita cuantificar el impacto ambiental según la tolerancia o vulnerabilidad de los taxones presentes. A su vez, la riqueza, la diversidad y la dominancia son métricas que complementan la interpretación del estado ecológico, al describir el grado de heterogeneidad biológica y los cambios en la estructura comunitaria frente al estrés ambiental [6].

Pese al desarrollo metodológico existente, aún se identifican vacíos significativos en regiones donde el monitoreo hídrico no se ejecuta con frecuencia o donde las herramientas de bioevaluación se aplican de manera limitada. Este es el caso del municipio de Manaure Balcón del Cesar, donde el río Manaure constituye la principal fuente de abastecimiento local y, al mismo tiempo, el receptor directo de aguas residuales. Registros institucionales señalan fallas históricas en la operación del sistema de tratamiento, baja cobertura en la descontaminación y ausencia de monitoreos técnicos continuos, lo cual ha generado incertidumbre sobre el estado real del ecosistema acuático y su capacidad de depuración. La falta de datos actualizados y el escaso seguimiento técnico dificultan la implementación de políticas de gestión ambiental efectivas, así como la toma de decisiones encaminadas a la restauración o preservación del recurso.

Frente a este panorama, resulta necesario desarrollar investigaciones que integren mediciones fisicoquímicas con bioindicadores de sensibilidad ecológica, permitiendo diagnosticar de forma objetiva el estado del río y sus niveles de afectación ambiental. La aplicación de los índices BMWP/COL y ASTP, junto con el análisis de macro y microinvertebrados y variables como pH, oxígeno disuelto, DBO, DQO y nutrientes, constituye una aproximación metodológica capaz de revelar el impacto antrópico acumulado y, simultáneamente, la resiliencia ecosistémica presente. Este enfoque permite generar evidencia científica para la gestión pública, la planificación territorial y el diseño de estrategias de recuperación ambiental en zonas donde la presión por vertimientos no tratados amenaza la calidad del agua y la funcionalidad ecológica del cauce.

## MATERIALES Y METODO

El municipio de Manaure Balcón del Cesar, ubicado al noreste del departamento del Cesar, Colombia, se encuentra en la vertiente occidental de la Serranía del Perijá, a 775 m s. n. m., con coordenadas 10°24' N y 73°10' W, y a 34 km de Valledupar. Fundado en 1875 y erigido como municipio por la Ordenanza 019 de 1980, se distingue por su clima templado y una precipitación anual promedio de 1361 mm. Su principal afluente es el río Manaure, que nace en el Cerro Pintado, en la frontera colombo-venezolana, y desemboca en el río Cesar tras recorrer una cuenca alimentada por varios arroyos estacionales.

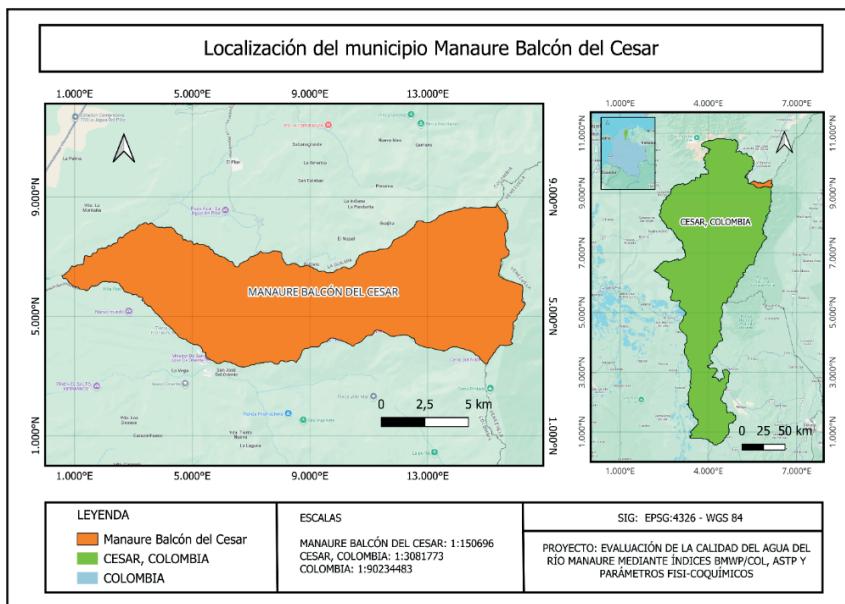


Figura 1. Área de estudio general (límite geográfico de Zona: Manaure Balcón del Cesar –Cesar –Colombia)

## Caracterización de la zona de estudio

La georreferenciación de los puntos de muestreo se realizó a través de Google Earth, utilizando las coordenadas del lugar presentadas en la Tabla 1

Punto		Norte	Oeste
1	Antes del Vertimiento de Aguas Residuales	10°23'2.81"N	73° 2'9.85"O
2	Vertimiento de Aguas Residuales	10°23'2.20"N	73° 2'10.36"O
3	Reserva Tananeos	10°23'16.43"N	73° 3'21.54"O
4	Vereda La Vega de Jacob	10°23'41.77"N	73° 5'52.26"O

Tabla 1. Puntos de muestreo

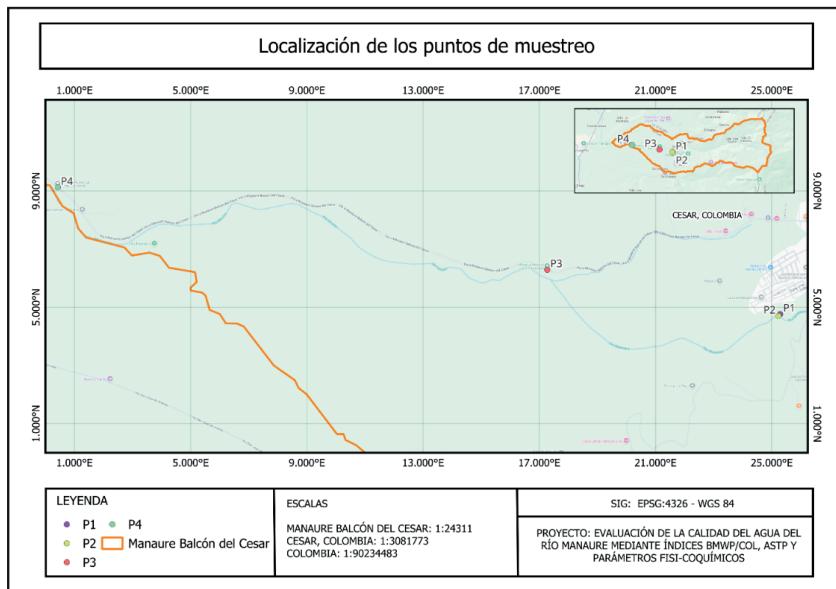


Figura 2. Localización de los puntos de muestreo

## Etapas de ejecución

**ETAPA I: Caracterización de los macro y micro invertebrados y parámetros fisicoquímicos (pH, oxígeno disuelto, temperatura, conductividad, DBO5, DQO, Nitrógeno y Fósforo) del río Manaure desde el Vertimiento de Aguas Residuales hasta Vereda La Vega de Jacob**

La primera etapa consistió en la selección de los puntos de muestreo a lo largo del tramo comprendido entre el vertimiento de aguas residuales y la vereda La Vega de Jacob, para lo cual se realizó un recorrido inicial de reconocimiento de hábitats acuáticos considerando variaciones en profundidad, velocidad de corriente, tipo de sustrato y presencia de vegetación, siguiendo los criterios de selección propuestos

por Arango et al. (2008). Se establecieron cuatro puntos georreferenciados con GPS que representaron la heterogeneidad del sistema lótico. En cada punto se efectuó la recolección de agua y sedimentos mediante redes de mano, pala de draga y recipientes asépticos, garantizando la representatividad de microhábitats relevantes. In situ se midieron pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad con instrumentos multiparamétricos calibrados, mientras que las muestras destinadas al análisis de DBO<sub>5</sub>, DQO, nitrógeno total y fósforo fueron preservadas y trasladadas al laboratorio bajo cadena de custodia. La recopilación de macro- y microinvertebrados se llevó a cabo empleando técnicas manuales de cribado y retención enmallada; los organismos obtenidos fueron fijados en etanol y posteriormente identificados mediante lupa y microscopio binocular, siguiendo la clasificación taxonómica propuesta por Roldán-Pérez (2003) y las directrices del IDEAM para control de calidad taxonómica. Este procedimiento permitió caracterizar la composición biológica y las condiciones fisicoquímicas del ecosistema para su posterior análisis ecológico e interpretación de la calidad del agua.

**ETAPA 2. Determinación de los Índices de Diversidad y Abundancia de los macro y micro invertebrados identificados en los diferentes puntos del tramo de estudio para determinar variaciones en la calidad del agua**

En la segunda etapa se analizaron los macros y microinvertebrados identificados en los cuatro puntos de muestreo con el propósito de determinar patrones de diversidad, abundancia y composición taxonómica a lo largo del tramo evaluado. Para ello, se realizó la cuantificación de individuos por familia y grupo funcional, y posteriormente se calcularon los índices ecológicos de Shannon–Wiener, Simpson, Margalef y Dominancia, ampliamente utilizados en la evaluación biológica de sistemas lóticos. El Índice de Shannon–Wiener (H') se estimó mediante la expresión:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i) \quad (1)$$

Donde  $p_i = \frac{n_i}{N}$  Representa la proporción del número de individuos de la especie o familia respecto al total N. El Índice de Simpson (D) se calculó como:

$$D = \frac{s}{\sum_{i=1}^s p_i^2} \quad (2)$$

Mientras que su forma complementaria de diversidad se expresó como. El Índice de Margalef (d) se estimó mediante:

$$d = \frac{s-1}{\ln(N)} \quad (3)$$

Donde S corresponde al número total de familias o taxa, y N al total de individuos registrados en cada estación. Finalmente, la Dominancia ( $\lambda$ ) se determinó siguiendo la formulación de mcnaughton:

$$\lambda = \left( \frac{N_{Dom1} + N_{Dom2}}{N} \right) \times 100 \quad (4)$$

Siendo  $N_{Dom1}$  Y  $N_{Dom2}$  Los dos taxa más abundantes. Los resultados fueron sometidos a análisis comparativos espaciales entre estaciones para identificar variaciones en la estructura biológica asociadas a cambios en la calidad del agua. Asimismo, se aplicaron análisis estadísticos descriptivos y gráficos para facilitar la interpretación de los patrones ecológicos observados.

### **ETAPA 3. Correlación de los resultados del análisis de bioindicadores BMWP/ COL y ASTP con parámetros fisicoquímicos del agua para establecer el nivel de impacto ambiental en el ecosistema acuático**

En esta etapa se correlacionaron los valores obtenidos de los índices biológicos BMWP/COL y ASTP con los parámetros fisicoquímicos registrados en cada punto de muestreo con el fin de identificar la relación entre las condiciones ambientales y la estructura de las comunidades de macroinvertebrados. El cálculo del BMWP/ **COL** se realizó sumando las puntuaciones asignadas a cada familia registrada, de acuerdo con la tabla de sensibilidad biológica propuesta para ecosistemas lóticos colombianos. Su expresión matemática es:

$$BMWP/COL = \sum_{i=1}^n Puntaje_i \quad (5)$$

donde **Puntaje<sub>i</sub>** corresponde al valor asignado al taxón *i* según su tolerancia a la contaminación y *n* es el número total de familias presentes en la muestra. El **ASTP** se obtuvo dividiendo el valor del BMWP/COL entre el número de taxones identificados, siguiendo:

$$ASTP = \frac{BMWP/COL}{n} \quad (6)$$

Estos valores se clasificaron con base en las escalas definidas por Álvarez (2006) y Roldán-Pérez (2003), que permiten interpretar el estado biológico del agua desde condiciones “buenas” (>101–120) hasta “muy críticas” (<15). Para el proceso de correlación, se aplicaron análisis estadísticos comparativos y gráficos de dispersión entre los valores de BMWP/COL, ASTP y las variables fisicoquímicas (pH, OD, DBO<sub>5</sub>, DQO, nutrientes), evaluando similitudes y disimilitudes entre estaciones. Además, se empleó la matriz de puntuación para familias de macroinvertebrados sensibles

o tolerantes a la contaminación, lo que facilitó la interpretación ecológica de los patrones espaciales observados en el río Manaure. Se tuvo en cuenta la Puntuación de las familias de macroinvertebrados para obtener BMWP/Col presentes en la Tabla 2

Puntaje	Familias
<b>10</b>	Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydriidae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuridae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae
<b>9</b>	Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemericidae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiopsidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitarcyidae, Xiphocentronidae
<b>8</b>	Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelphusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae
<b>7</b>	Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohyphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae
<b>6</b>	Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae
<b>5</b>	Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae
<b>4</b>	Chrysomelidae, Stratiomyidae, Halipidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeriidae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae
<b>3</b>	Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae
<b>2</b>	Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae
<b>1</b>	Tubificidae

Tabla 2. Puntuación de las familias de macroinvertebrados para obtener BMWP/Col

Fuente: Roldán-Pérez (2003)

Una vez obtenido el índice, se efectuó la clasificación de los tramos evaluados utilizando el método BMWP/Col, que categoriza la calidad del agua en diferentes niveles (muy buena, buena, dudosa, crítica o muy crítica), según los rangos establecidos. Este procedimiento posibilitó determinar el grado de alteración ambiental y el impacto de los vertimientos sobre la comunidad biológica, constituyendo una herramienta fundamental para el diagnóstico ecológico del ecosistema acuático estudiado como se presenta en la tabla 3

Clase	Calidad	BMW/COL	Significado	Color
I	Buena	>100	Aguas muy limpias a limpias	Verde
II	Aceptable	61–100	Aguas ligeramente contaminadas	Verde
III	Dudosa	36–60	Aguas moderadamente contaminadas	Ambar
IV	Crítica	16–35	Aguas muy contaminadas	Rojo
V	Muy crítica	<16	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Tabla 3. Método BMW/COL

Fuente: Roldán-Pérez (2003)

Posteriormente, se hizo una correlación de los resultados del análisis de bioindicadores BMW/COL y ASTP con parámetros fisicoquímicos del agua para establecer el nivel de impacto ambiental en el ecosistema acuático.

## RESULTADOS

### Etapa I

#### Caracterización fisicoquímica del agua

La caracterización fisicoquímica del agua se realizó en los cuatro puntos de muestreo establecidos a lo largo del tramo evaluado del río Manaure. En cada estación se midieron pH, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto, DQO, DBO<sub>5</sub>, fósforo total, nitrógeno amoniacal y nitrógeno Kjeldahl. Los valores obtenidos se presentan en la Tabla 4 y corresponden a los registros directos obtenidos en campo y en laboratorio, permitiendo observar las variaciones espaciales de los parámetros evaluados.

PARAMETROS	PUNTOS DE MUESTREO (RÍO MANAURE, CESAR)			
	PUNTO 1-ANTES DEL VERTIMIENTO DE AGUA RESIDUAL	PUNTO 2-VERTIMIENTO DE AGUA RESIDUAL	PUNTO 3- RESERVA LOS TANANEO	PUNTO 4-VEREDA LA VEGA DE JACOB
PH	6,8	6,6	6,7	6,9
Conductividad (U3)	334,7	351,7	338,3	278,33
TEMPERATURA °C	18,8	20	19,5	19,8
Oxígeno disuelto (mg/l)	5,5	5	5,7	5,71
DQO	120	140	60	53,3

DBO	30	35	20	18
<b>FOSFORO TOTAL (mg P/L)</b>	<0,15	0,71	<0,15	<0,15
<b>Nitrógeno amoniacial mg NH<sub>3</sub>-N/L</b>	0,15	0,15	0,13	0,24
<b>Nitrógeno Kjeldahl mg NH<sub>3</sub>-N/L</b>	<3,5	<3,5	<3,5	<3,5

Tabla 4. Caracterización fisicoquímica

Los valores de pH registrados oscilaron entre 6,6 y 6,9 en los cuatro puntos de muestreo, situándose dentro de un rango ligeramente ácido a neutro. La conductividad mostró su valor más alto en el punto correspondiente al vertimiento (351,7  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), mientras que el valor más bajo se observó en la vereda La Vega de Jacob (278,33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). La temperatura del agua presentó variaciones leves, entre 18,8 °C en el punto 1 y 20 °C en el punto 2. El oxígeno disuelto fluctuó entre 5,0 y 5,71 mg/L, registrándose el valor mínimo en el sitio del vertimiento. La DQO presentó su máximo valor en el punto 2 (140 mg/L), mientras que el valor más bajo se observó en el punto 4 (53,3 mg/L). La DBO<sub>5</sub> siguió la misma tendencia, con valores entre 18 mg/L y 35 mg/L. El fósforo total se mantuvo por debajo del límite de detección (<0,15 mg/L) en todos los puntos excepto en el vertimiento, donde alcanzó 0,71 mg/L. El nitrógeno amoniacial varió entre 0,13 mg/L y 0,24 mg/L, mientras que el nitrógeno Kjeldahl permaneció por debajo de <3,5 mg/L en todos los sitios evaluados.

### Identificación de macro y macroinvertebrados

La identificación taxonómica de los organismos colectados permitió registrar representantes de diversos órdenes y familias de macroinvertebrados en los cuatro puntos de muestreo del río Manaure. Los ejemplares fueron clasificados hasta nivel de género cuando la morfología lo permitió, utilizando estereoscopio binocular y claves taxonómicas especializadas. La Tabla 5 presenta los taxones identificados durante la fase de caracterización biológica.

ORDEN	FAMILIA	GENERO	IMAGEN
Hemiptera	Naucoridae	Placomerus Micans	
Plecoptera	Perlidae	Apacroneuria Sp.	
Odonata	Gomphidae	Ophiogomphus	
Odonata	Gomphidae	Progomphus	
Ephemeroptera	TRICORYTHIDAE	Leptohyphes	
Odonata	Calopterygidae	Hetaerina	
Trichoptera	Hydropsychidae	Smicridea	
Odonata	CALOPTERYGIDAE H	Hetaerina	

ORDEN	FAMILIA	GENERO	IMAGEN
Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	Traverella	
Trichoptera	Hydropsychidae	Leptonema	
Hemiptera	GELASTOCORIDAE	Nerthra	
Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	Thraulodes	
Trichoptera	ODONTOCERIDAE	Marilia	
Trichoptera	CALAMOCERATIDAE	Phylloicus	
Haplotauxida	Tubificidae	Tubifex	

Tabla 5. Identificación de macro y macroinvertebrados

Durante el proceso de identificación se registraron organismos pertenecientes a siete órdenes principales: Hemiptera, Plecoptera, Odonata, Ephemeroptera, Trichoptera, Calamoceratidae y Haplotaixida. Dentro de estos grupos se reconocieron quince familias, entre las cuales destacaron Gomphidae, Hydropsychidae, Leptophlebiidae y Tricorythidae por su recurrencia en los puntos de muestreo. La clasificación permitió identificar géneros característicos de ambientes lóticos, tales como *Hetaerina*, *Smicridea*, *Leptonema*, *Leptohyphes* y *Thraulodes*. Igualmente, se registró la presencia de *Tubifex*, un género asociado a la familia Tubificidae. Los organismos fueron conservados, fotografiados y organizados según su orden y familia, constituyendo la base para el cálculo de índices biológicos y el análisis ecológico posterior.

### Distribución de macroinvertebrados por punto de muestreo

La distribución de los macroinvertebrados recolectados en los cuatro puntos de muestreo evidenció variaciones en la composición y abundancia de los taxa registrados en el tramo del río Manaure. Los organismos fueron cuantificados y organizados según orden, familia y género, permitiendo establecer la riqueza y número total de individuos presentes en cada estación. La Tabla 6 resume la distribución taxonómica y la abundancia observada en cada punto de muestreo.

DISTRIBUCIÓN DE MACROINVERTEBRADOS POR PUNTO DE MUESTREO			
ORDEN	FAMILIA	GENERO	Cantidad
<b>Punto 1 – Antes del vertimiento</b>			
<b>Hemiptera</b>	Naucoridae	Placomerus micans	20
<b>Plecoptera</b>	Perlidae	Apacroneuria sp.	10
<b>Odonata</b>	Gomphidae	Ophiogomphus	5
<b>Odonata</b>	Gomphidae	Progomphus	8
<b>Ephemeroptera</b>	TRICORYTHIDAE	Leptohyphes	8
<b>ODONATA</b>	CALOPTERYGIDAE	Hetaerina	6
<b>Trichoptera</b>	Hydropsychidae	Smicridea	9
<b>Ephemeroptera</b>	LEPTOPHLEBIIDAE	Thraulodes	3
<b>Trichoptera</b>	ODONTOCERIDAE	Marilia	6
<b>Trichoptera</b>	CALAMOCERATIDAE	Phylloicus	5
<b>TOTAL</b>			<b>80</b>
<b>Punto 2 – Vertimiento de agua residual</b>			
<b>Haplotaixida</b>	Tubificidae	<i>Tubifex</i>	15
<b>Trichoptera</b>	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	8
<b>Trichoptera</b>	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	8
<b>Hemiptera</b>	Gelastocoridae	<i>Nerthra</i>	4

DISTRIBUCIÓN DE MACROINVERTEBRADOS POR PUNTO DE MUESTREO			
ORDEN	FAMILIA	GENERO	Cantidad
<b>Ephemeroptera</b>	Tricorythidae	<i>Leptohyphes</i>	5
<b>Ephemeroptera</b>	Leptophlebiidae	<i>Traverella</i>	5
<b>Ephemeroptera</b>	Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	5
<b>Odonata</b>	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	1
<b>TOTAL</b>		<b>51</b>	
<b>Punto 3 – Reserva Los Tananeos</b>			
<b>Plecoptera</b>	Perlidae	<i>Apacroneuria sp.</i>	10
<b>Hemiptera</b>	Naucoridae	<i>Placomerus micans</i>	40
<b>Odonata</b>	Gomphidae	<i>Ophiogomphus</i>	8
<b>Odonata</b>	Gomphidae	<i>Progomphus</i>	6
<b>Odonata</b>	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	10
<b>Ephemeroptera</b>	Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	8
<b>Ephemeroptera</b>	Tricorythidae	<i>Leptohyphes</i>	6
<b>Trichoptera</b>	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	2
<b>Trichoptera</b>	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	2
<b>Trichoptera</b>	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	2
<b>Trichoptera</b>	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	2
<b>Hemiptera</b>	Gelastocoridae	<i>Nerthra</i>	5
<b>Ephemeroptera</b>	Leptophlebiidae	<i>Traverella</i>	8
<b>TOTAL</b>		<b>109</b>	
<b>Punto 4 – Vereda La Vega de Jacob</b>			
<b>Plecoptera</b>	Perlidae	<i>Apacroneuria sp.</i>	8
<b>Hemiptera</b>	Naucoridae	<i>Placomerus micans</i>	20
<b>Odonata</b>	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	8
<b>Odonata</b>	Gomphidae	<i>Ophiogomphus</i>	4
<b>Odonata</b>	Gomphidae	<i>Progomphus</i>	8
<b>Trichoptera</b>	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	2
<b>Trichoptera</b>	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	1
<b>Trichoptera</b>	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	2
<b>Trichoptera</b>	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	2
<b>Ephemeroptera</b>	Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	4
<b>Ephemeroptera</b>	Tricorythidae	<i>Leptohyphes</i>	5
<b>Hemiptera</b>	Gelastocoridae	<i>Nerthra</i>	10
<b>TOTAL</b>		<b>74</b>	

Tabla 6. Distribución de macroinvertebrados por punto de muestreo

La distribución de macroinvertebrados mostró diferencias en la abundancia total y en la composición de taxa entre los cuatro puntos de muestreo. En el punto 1 se registraron diez familias distribuidas en cuatro órdenes principales, con un total de 80 individuos. El punto 2 presentó ocho familias y un total de 51 individuos, destacándose la presencia de *Tubifex* como el taxón más abundante. El punto 3 registró el mayor número de individuos (109) y la mayor diversidad de géneros, incluyendo representantes de todos los órdenes identificados en la zona de estudio. En el punto 4 se cuantificaron 74 individuos agrupados en múltiples familias de Plecoptera, Hemiptera, Odonata, Trichoptera y Ephemeroptera. Los géneros *Placomerus micans*, *Hetaerina*, *Thraulodes*, *Leptohyphes*, *Apacroneuria* y *Progomphus* se encontraron en varios puntos, evidenciando su presencia recurrente en el tramo evaluado.

## Etapa 2.

### Índices de diversidad y abundancia

A continuación, se sintetizan los valores obtenidos para los índices de Shannon-Wiener ( $H'$ ), Simpson (D), Dominancia ( $\lambda$ ) y Margalef (DMg), calculados para los macroinvertebrados recolectados en los cuatro puntos del río Manaure como se muestra a continuación en la siguiente tabla

Punto de Muestreo	$H'$ (Shannon-Wiener)	D (Simpson)	$\lambda$ (Dominancia)	DMg (Margalef)
Punto 1 – Antes del vertimiento	2,171	0,869	0,131	2,054
Punto 2 – Vertimiento de aguas residuales	1,901	0,829	0,171	1,597
Punto 3 – Reserva Los Tananeos	2,135	0,823	0,177	2,738
Punto 4 – Vereda La Vega de Jacob	2,079	0,838	0,162	2,282

Tabla 7. Índices de diversidad, dominancia y riqueza por punto de muestreo en el río Manaure

Los valores de los índices ecológicos revelaron diferencias en la diversidad, riqueza y dominancia de macroinvertebrados entre los cuatro puntos del tramo evaluado. El índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) presentó valores entre 1,901 y 2,171, registrándose el valor más bajo en el punto correspondiente al vertimiento y el más alto en el punto previo al vertimiento. El índice de Simpson (D) varió entre 0,823 y 0,869, mostrando valores relativamente altos en todos los sitios. La dominancia ( $\lambda$ ) osciló entre 0,131 y 0,177, con los valores mayores observados en los puntos 2 y 3. El índice de Margalef

(DMg), asociado a la riqueza de taxones, registró valores entre 1,597 y 2,738, siendo el punto 3 el que presentó la mayor riqueza registrada. En conjunto, estos valores permitieron evidenciar variaciones espaciales en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo del tramo estudiado del río Manaure.

## Análisis Estadístico

El análisis estadístico se desarrolló a partir de la distribución de abundancia de los géneros identificados en cada punto de muestreo del río Manaure. Para este fin, se elaboraron representaciones gráficas que permitieron visualizar la variación en la composición biológica antes, durante y después del vertimiento de aguas residuales. Las gráficas se construyeron en función de la abundancia absoluta de cada género en los cuatro puntos evaluados, lo que facilitó identificar las diferencias en la estructura comunitaria del tramo estudiado. Estas representaciones permitieron evidenciar la presencia de géneros dominantes y la distribución de aquellos con menor número de individuos, proporcionando una visión cuantitativa de los cambios espaciales en la riqueza y abundancia biológica. A continuación, se presentan las gráficas correspondientes a cada punto de muestreo.

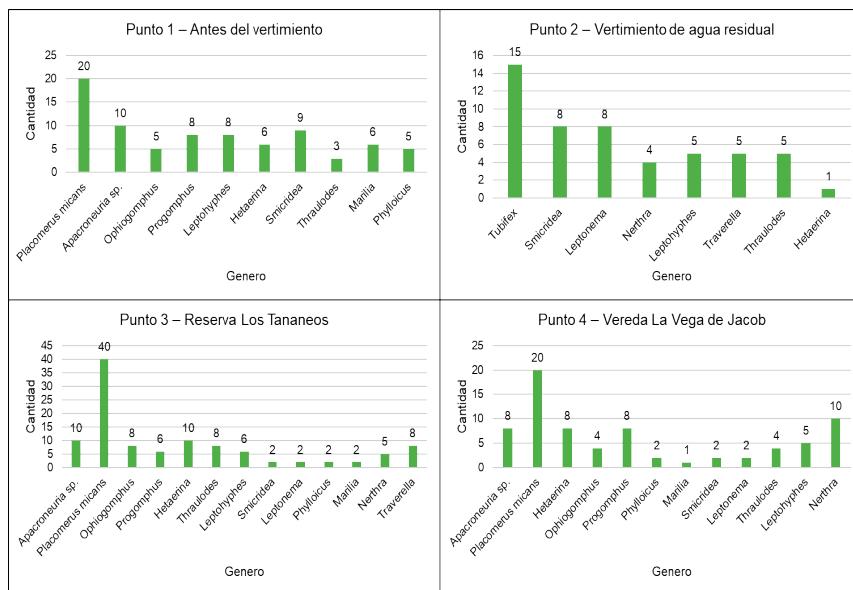


Figura 3. Variación de micro y macroinvertebrados en cada punto de muestreo

## Etapa 3.

### Índice BMWP/COL

El índice BMWP/Col se calculó para los cuatro puntos de muestreo con base en la sumatoria de los puntajes asignados a las familias de macroinvertebrados registradas. Los valores obtenidos permitieron clasificar biológicamente el agua según la propuesta establecida para sistemas lóticos en Colombia. La Tabla 9 presenta los valores del índice, la clase asignada y la interpretación correspondiente para cada estación analizada

Puntos de muestreo	BMWP-COL	Clase	Calidad	Significado	Color
Punto 1 – Antes del vertimiento	75	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas	Verde
Punto 2 – Vertimiento de agua residual	34	IV	Crítica	Aguas muy contaminadas	Naranja
Punto 3 – Reserva Los Tananeos	89	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas	Verde
Punto 4 – Vereda La Vega de Jacob	80	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas	Verde

Tabla 8. Resultados del índice BMWP/COL

Los valores del índice BMWP/Col mostraron diferencias entre los puntos de muestreo, registrándose valores entre 34 y 89. El puntaje más bajo correspondió al punto 2, ubicado directamente en la zona de vertimiento, clasificado en la categoría IV, lo que indicó una condición biológica crítica. En los puntos 1, 3 y 4 se obtuvieron valores correspondientes a la clase II, que representan condiciones aceptables con presencia de contaminación leve. El valor máximo se obtuvo en el punto 3, seguido del punto 4 y posteriormente del punto 1. Estos resultados evidenciaron variación en la respuesta biológica del sistema frente a condiciones ambientales diferenciadas en el tramo evaluado.

### Índice ASTP

Este índice se calculó para representar la media de puntuación por taxón identificada en cada punto de muestreo. Los resultados se presentan en la siguiente tabla

Punto de muestreo	ASTP = BMWP/n
Punto 1 – Antes del vertimiento	7,50
Punto 2 – Vertimiento de aguas residuales	4,25
Punto 3 – Reserva Los Tananeos	6,84
Punto 4 – Vereda La Vega de Jacob	7,27

Tabla 9. Resultados del Índice ASTP

El índice ASTP presentó valores entre 4,25 y 7,50 a lo largo del tramo muestreado. El valor más bajo correspondió al punto 2, zona de vertimiento, mientras que los valores más altos se registraron en los puntos 1 y 4, seguidos del punto 3 con una puntuación intermedia. Estos resultados evidencian diferencias en la sensibilidad promedio de los taxones presentes en cada sitio, reflejando contrastes en la composición biológica entre áreas expuestas a mayor o menor presión ambiental.

### Correlación de Bioindicadores y Parámetros Fisicoquímicos

Se realizó una correlación descriptiva entre el índice BMWP/Col, como lo muestra la tabla 10, el valor promedio por taxón (ASTP) y los parámetros fisicoquímicos medidos en los cuatro puntos del río Manaure. La relación se evaluó con base en las variaciones simultáneas entre los valores biológicos y las características fisicoquímicas, identificando correspondencias directas o inversas entre los sitios evaluados.

Parámetro	P1	P2	P3	P4	Relación observada con BMWP/Col	Relación observada con ASTP
pH	6.8	6.6	6.7	6.9	Mayor BMWP en P3–P4 dentro del mismo rango ácido–neutro	ASTP mayor en pH 6.8–6.9 (P1–P4)
Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	334.7	351.7	338.3	278.33	P3 y P4 con BMWP más altos pese a menor conductividad que P2	ASTP mayor en conductividad media–alta (P1 y P3–4)
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	18.8	20.0	19.5	19.8	BMWP más alto en temperaturas entre 19.5–20 $^{\circ}\text{C}$ (P3–P4)	ASTP más alto en el mismo rango térmico (P1, P4)
Oxígeno disuelto (mg/L)	5.5	5.0	5.7	5.71	P3–P4 con mayor BMWP e igual OD, no lineal con P2	ASTP sin correlación directa aparente
DQO (mg/L)	120	140	60	53.3	P3–P4 alta puntuación con DQO menores	ASTP disminuye cuando la DQO es mayor (P2)

DBO (mg/L)	30	35	20	18	Mayor BMWP con DBO baja (P3-4)	ASTP sigue la misma tendencia
Fósforo total (mg P/L)	<0.15	0.71	<0.15	<0.15	P2 único valor alto no coincide con BMWP máximo	ASTP no relacionado con fósforo elevado
Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	0.15	0.15	0.13	0.24	BMW decae en amonio alto (P4)	ASTP menor con amonio elevado (P4)
Nitrógeno Kjeldahl (mg/L)	<3.5	<3.5	<3.5	<3.5	No presenta correlación (valor constante)	Igual condición

Tabla 10. correlación general descriptiva entre bioindicadores y parámetros fisicoquímicos según punto de muestreo

Los valores de BMWP/Col y ASTP presentaron cambios asociados a las variaciones fisicoquímicas entre los puntos de muestreo. Se observó una tendencia en la que ambos índices alcanzaron sus valores más altos cuando la temperatura se mantuvo entre 19.5 y 20°C, y cuando el pH se aproximó al intervalo ligeramente ácido-neutro (6.6-6.9). La disminución de DQO y DBO coincidió con incrementos en los valores biológicos en los puntos 3 y 4. El fósforo total solo mostró un valor alto en el punto 2 sin coincidir con los mayores índices biológicos, mientras que el nitrógeno amoniacial presentó relación inversa, disminuyendo el valor de los bioindicadores en el punto con mayor concentración. El nitrógeno Kjeldahl no presentó variación entre estaciones, por lo que no fue posible establecer correlación comparativa.

## DISCUSIÓN (O ANÁLISIS DE RESULTADOS)

La interpretación de los resultados evidencia que el tramo del río Manaure presenta afectación por aporte de materia orgánica y nutrientes asociados a vertimientos residuales, fenómeno característico en sistemas hídricos intervenidos por asentamientos urbanos con bajo tratamiento de aguas residuales, tal como advierten los análisis globales sobre la crisis de saneamiento y la presión creciente sobre los cuerpos fluviales [1]. La combinación de indicadores fisicoquímicos y biológicos confirma que la calidad del agua no sigue un patrón uniforme, sino que se manifiesta como un gradiente donde existe deterioro previo al punto de vertimiento, incremento marcado del impacto en la zona de descarga y recuperación parcial aguas abajo, dinámica ampliamente descrita en ríos tropicales bajo cargas orgánicas moderadas [12]. Este comportamiento tiene implicaciones directas para la seguridad hídrica y ecológica de la región, coherentes con los planteamientos internacionales que destacan la urgencia de fortalecer políticas de tratamiento y monitoreo integral del recurso [3].

La evaluación ecológica basada en los macroinvertebrados indica que el vertimiento produce una reducción notable en la complejidad estructural de la comunidad, condición reflejada en la menor diversidad, mayor dominancia y disminución de la sensibilidad promedio de los taxones en ese punto, mientras que los tramos ubicados antes y después conservan mayor heterogeneidad biológica. Esto confirma que el impacto orgánico altera la composición biológica sin llegar a eliminar completamente los organismos sensibles, estado que coincide con diagnósticos de ríos andinos sometidos a estrés antrópico intermedio [6]. La presencia conjunta de familias asociadas a buena calidad y familias tolerantes indica que el sistema no ha alcanzado un nivel crítico de degradación irreversible, pero sí un estado de presión que modifica la proporción relativa entre grupos vulnerables y resistentes, como lo señala la literatura especializada en biomonitoring con macroinvertebrados [4].

La coexistencia simultánea de Perlidae, Leptophlebiidae, Tricorythidae, Hydropsychidae y Gomphidae con Tubificidae constituye un indicador sólido del gradiente de calidad presente en el tramo analizado. Mientras las primeras se relacionan con aguas oxigenadas y baja carga orgánica, Tubificidae es característica de ambientes eutrofizados y enriquecidos en nutrientes, situación que confirma la presencia de zonas con condiciones contrastantes dentro del mismo curso hídrico [10]. Este patrón de distribución, donde se observan familias sensibles principalmente fuera del sector de descarga y familias tolerantes concentradas en la zona impactada, es recurrente en sistemas lóticos con perturbación de origen doméstico y con capacidad de autodepuración parcial [8].

El índice BMWP/COL mostró una caída pronunciada en la estación del vertimiento y valores aceptables antes y después del mismo, lo cual evidencia que el tramo contaminado responde claramente al impacto mientras que las secciones adyacentes mantienen funcionalidad ecológica y capacidad de resiliencia. Esta tendencia concuerda con investigaciones donde el BMWP/COL diferencia con claridad zonas contaminadas frente a segmentos recuperativos en ríos de montaña [15]. La recuperación registrada aguas abajo, sin llegar a valores de alta calidad, sugiere un balance entre aporte orgánico y capacidad de degradación biológica, un comportamiento que se ha documentado especialmente en cuencas con flujo activo, pendiente y heterogeneidad de microhabitats [11].

El índice ASTP, al reflejar la sensibilidad biológica media por taxón, complementa este análisis al mostrar una disminución clara en el punto de vertimiento y valores superiores en los tramos restantes. Este comportamiento confirma que el gradiente de deterioro afecta más la estructura de sensibilidad que la riqueza absoluta, hallazgo coherente con estudios que han validado el ASTP como métrica discriminante frente a perturbaciones de origen orgánico y urbano [7]. La similitud entre el patrón del ASTP y el BMWP/COL refuerza la efectividad de ambos indicadores para representar el estado ecológico del sistema.

La relación conceptual entre parámetros fisicoquímicos y bioindicadores muestra una tendencia clara: la disminución de los índices biológicos coincide con incrementos en la DBO, DQO y fósforo reactivo, parámetros asociados directamente a aporte orgánico y ausencia de tratamiento en los efluentes, patrón que también ha sido reportado en ríos tropicales con carga doméstica significativa [9]. Asimismo, el incremento del nitrógeno amoniacal en el tramo impactado se correlaciona con puntajes biológicos reducidos, lo que respalda su valor como indicador de alteración ecológica y estrés para macroinvertebrados sensibles [13]. La estabilidad del nitrógeno Kjeldahl entre estaciones impidió establecer asociaciones robustas, sin embargo, la respuesta consistente de los bioindicadores frente al resto de los parámetros confirma la sensibilidad funcional del ensamblaje bentónico para diagnosticar la calidad ecológica del agua [14].

La condición deteriorada previa al vertimiento sugiere aportes difusos adicionales, probablemente asociados a usos del suelo, ganadería o descargas domésticas discontinuas, rasgo recurrente en cuencas intervenidas donde la contaminación puntual actúa sobre un escenario ya presionado [5]. En contraste, el sector asociado a la Reserva Los Tananeos evidencia mayor riqueza y diversidad, lo que indica que aún existen micro hábitats con integridad ecológica suficiente para sostener organismos de alta calidad biológica, fenómeno observado en ríos donde la vegetación ribereña y la conectividad estructural amortiguan la perturbación [16].

El uso del BMWWP/COL en combinación con el ASTP confirma la utilidad de estos índices en la interpretación ecológica del río Manaure, validando su aplicación para diagnóstico biológico y gestión ambiental en cuencas similares. La literatura nacional ya ha enfatizado la pertinencia de estos bioindicadores para evaluar calidad de agua en Colombia y su capacidad para discriminar estados aceptables frente a condiciones críticas [4]. No obstante, es necesario reconocer limitaciones metodológicas asociadas al muestreo puntual, que no representa la variabilidad hidrológica anual ni los efectos estacionales sobre la dinámica biológica. La literatura recomienda un monitoreo continuo y multitemporal, incluyendo métricas funcionales y análisis complementarios que incrementen la sensibilidad del diagnóstico [6].

En síntesis, la discusión evidencia que el tramo del río Manaure responde a un escenario de impacto orgánico moderado, con degradación evidente en la zona de vertimiento y recuperación parcial aguas abajo. La biota confirma el deterioro, pero también la existencia de resiliencia ecológica y capacidad de respuesta estructural del sistema, lo que respalda la bioevaluación como herramienta para orientar decisiones de manejo, saneamiento y conservación hídrica en la región [10].

## CONCLUSIONES

El análisis realizado en el río Manaure permite afirmar que la calidad ambiental del tramo evaluado presenta alteración moderada asociada a descargas residuales, con afectación notoria en el punto de vertimiento y mejor desempeño biológico en los sectores ubicados aguas arriba y aguas abajo. Este comportamiento muestra un ecosistema impactado, pero aún funcional, capaz de mantener organismos sensibles y, por tanto, con margen ecológico para la recuperación si disminuye la presión antrópica.

Los índices biológicos confirmaron que la composición macroinvertebrada responde de manera clara al gradiente de contaminación, reflejando reducción de la sensibilidad y de la diversidad en el punto de mayor carga orgánica. Asimismo, los tramos con menor intervención presentaron mayor riqueza, heterogeneidad y presencia de familias indicadoras de buena calidad, lo que sugiere que el río conserva resiliencia ecológica y capacidad de autorregulación.

Los parámetros fisicoquímicos respaldaron este comportamiento, evidenciando que las variaciones en nutrientes y materia orgánica se reflejan en la estructura y distribución de los macroinvertebrados. No obstante, el sistema mantiene condiciones que permiten la permanencia de comunidades mixtas, lo cual indica que el deterioro no ha progresado hasta estados de alta severidad.

El estudio ofrece un punto de referencia útil para el monitoreo ambiental del río Manaure y fortalece la comprensión sobre su comportamiento frente a la presión antropogénica. Los resultados permiten proyectar futuras líneas de investigación, entre ellas: seguimiento temporal en distintas épocas hidrológicas, inclusión de índices funcionales y tróficos, evaluación de la eficiencia de sistemas de tratamiento y valoración del efecto de la restauración ribereña sobre la recuperación biológica.

En síntesis, el río Manaure no se encuentra en estado crítico irreversible, pero requiere medidas de control, vigilancia continua y planificación ambiental para evitar el avance de la degradación y promover su recuperación progresiva. Este trabajo contribuye a la toma de decisiones ambientales locales y abre la posibilidad de ampliar el monitoreo para consolidar estrategias de conservación hídrica a mediano y largo plazo.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Popular del Cesar por el acceso a laboratorios, equipos y recursos técnicos que permitieron el desarrollo de los análisis fisicoquímicos y biológicos. De igual forma, se reconoce a la PhD. Karina Torres Cervera por su acompañamiento constante, orientación científica y apoyo durante el proceso investigativo.

## REFERENCIAS

- [1] United Nations, UNESCO & UN-Water. (2023). *The United Nations world water development report 2023: Partnerships and cooperation for water*. Paris: UNESCO.
- [2] United Nations — UN-Water. (2023). *Informe mundial sobre desarrollo del agua 2023*. París: UNESCO / UN-Water.
- [3] World Health Organization. (2022). *Global status report on sanitation and wastewater management 2022*. Ginebra: OMS.
- [4] Roldán-Pérez, G. (2016). *Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de calidad del agua*. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 40(155), 254–269.
- [5] Rincón-Bello, M. T., Martínez, M., & Ramírez, A. (2021). *Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua en sistemas lóticos tropicales*. Revista Mexicana de Biodiversidad, 92, e923689.
- [6] Bello, C., Ramírez, A., & López, J. (2020). *Estructura comunitaria y calidad ecológica en ríos andinos*. Boletín de Ciencias de la Tierra, 46, 95–110.
- [6] Alonso, Á. (2005). *Estado actual y perspectivas en el empleo de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de contaminación en ríos*. Ecosistemas, 14(3), 1–16.
- [7] Nuñez, J. C. (2019). *Uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua en ríos de montaña*. Información Tecnológica, 30(5), 319–332.
- [8] Figueroa, R. (2003). *Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile*. Revista Chilena de Historia Natural, 76(2), 275–285.
- [9] López Mendoza, S., Mendoza, S. L., & Perdomo, L. (2019). *Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua en tres zonas de un río tropical*. Boletín de Ciencias de la Tierra, 46, 95–110.
- [10] Roldán, G. (2003). *La bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Propuesta para el uso del método BMWP-COL*. Editorial Universidad de Antioquia.
- [11] Purihuamán-Leonardo, C. N., Alvarado, F., & Figueroa, R. (2022). *Comunidades de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de contaminación orgánica en un río altoandino*. Tecnología en Marcha, 35(3), 117–132.

- [12] Mendoza, S. L., López, S., & Perdomo, L. (2019). *Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. Boletín de Ciencias de la Tierra, 46, 95–110.
- [13] Restrepo, D. M., Aguirre, N., & Álvarez, J. (2021). *Evaluación de la calidad del agua de un río tropical mediante macroinvertebrados y parámetros fisicoquímicos*. Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas, 33(1), 45–60.
- [14] Gutiérrez-Garaviz, J., Patiño, J., & Zamora, H. (2023). *Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua en ecosistemas epicontinentales de Colombia*. Novedades en Biología, 17(2), 45–60.
- [15] Murillo-Montoya, S. A., Roldán-Pérez, G., & Ramírez, A. (2018). *Utilización de macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua en ríos andinos*. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 42(164), 247–259.
- [16] Forero, L. C., Reinoso, G., & Zamora, H. (2014). *Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos en ríos andinos tropicales*. Revista de Biología Tropical, 62(6), 143–162.