



**PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR  
ESCUELA DE CIENCIAS AGRÍCOLAS Y AMBIENTALES**

**TRABAJO DE TITULACIÓN PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE  
INGENIERÍA AMBIENTAL**

**“EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO MONJAS E  
IDENTIFICACIÓN DE LOS PRINCIPALES PUNTOS DE CONTAMINACIÓN”**

**ALEXANDRA LIZBETH CANGAS ROSERO**

**TUTORA: MGS. PAOLA ALEXANDRA CHÁVEZ GUERRERO**

**IBARRA – ECUADOR**

**FEBRERO, 2025**

Ibarra, 18 de febrero 2025

## CERTIFICACIÓN TUTOR

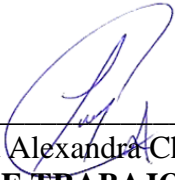
En mi calidad de Tutor del Trabajo de Integración Curricular titulado:

“Evaluación de la calidad de agua del río Monjas e identificación de los principales puntos de contaminación”, presentado por la estudiante Alexandra Lizbeth Cangás Rosero con cédula de ciudadanía N° 1726366071, para obtener el Título de Ingeniero/a ambiental.

Certifico que el trabajo cumple con todos los parámetros establecidos, mediante el cual el estudiante demuestra el desarrollo de competencias en el campo de conocimiento de su profesión con un nivel de argumentación coherente, para ser sometido a la evaluación por parte de los lectores.

Adicionalmente, se adjunta el certificado de porcentaje de originalidad de TURNITIN.



(f):   
Mgs. Paola Alexandra Chávez Guerrero  
**TUTOR DE TRABAJO**  
C.C.: 1002744090

**PÁGINA DE APROBACIÓN DEL TRIBUNAL**

El tribunal examinador, aprueba el presente trabajo en nombre de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador Ibarra:



(f): .....

Mgs. Paola Alexandra Chávez Guerrero

C.C. : 1002744090



(f):.....

Ph D. Ruben del Toro Déniz

C.C: 175754447-1



(f):.....

PhD. Diego Manuel León Tapia

C.C.: 1711668895

## ACTA DE CESIÓN DE DERECHOS

Yo, *Alexandra Lizbeth Cangás Rosero*, declaro conocer y aceptar la disposición del Art. 165 del Código Orgánico de Economía Social de los Conocimientos, Creatividad e Innovación, que manifiesta textualmente: “Se reconoce facultad de los autores y demás titulares de derechos de disponer de sus derechos o autorizar las utilidades de sus obras o prestaciones a título gratuito y oneroso, según las condiciones que determinen. Esta facultad podrá ejercerse mediante licencias libres, abiertas y otros modelos alternativos de licenciamiento o la renuncia”.

Ibarra, 18 de febrero 2025

(f):



*Alexandra Lizbeth Cangás Rosero*

C.C.: 1726366071

## AUTORIA

Yo, *Alexandra Lizbeth Cangas Rosero*, portador(a) de la cedula de ciudadanía N° 1726366071, declaro que la presente trabajo de investigación es de total responsabilidad de la autor(a), y eximo expresamente a la Pontificia Universidad Católica del Ecuador Ibarra de posibles reclamos o acciones legales.

(f):.....

*Alexandra Lizbeth Cangás Rosero*

C.C.: 1726366071

## **DEDICATORIA Y AGRADECIMIENTOS**

### **DEDICATORIA**

A mis padres Nelly Rosero e Iván Cangás, por ser el faro que ilumina mi camino con su amor incondicional, su esfuerzo incansable y su ejemplo de vida. Cada logro que he alcanzado es un reflejo de los valores que me han inculcado y del sacrificio que han hecho para darme las mejores oportunidades. Este trabajo es tanto suyo como mío.

A Roberth, que, con su paciencia infinita, sus palabras llenas de aliento y su fe inquebrantable en mis capacidades, ha sido mi apoyo incondicional en los momentos más difíciles. Su presencia ha sido mi mayor refugio y fortaleza para no rendirme.

A mis amigas, Dani y Majo, por estar siempre a mi lado, por sus palabras de motivación y por creer en mí. Gracias por ser parte de esta etapa tan importante, por cada risa compartida y por recordarme la importancia de avanzar con el corazón lleno de esperanza y gratitud.

Con todo mi amor, dedico este logro a mi Luna, mi Sophie y mi Bruno, mis fieles compañeros y motor de vida. Estuvieron a mi lado en cada desvelo, brindándome su amor incondicional y recordándome siempre lo capaz que soy. Su presencia fue mi mayor fortaleza en este camino.

Este trabajo es un reflejo del apoyo incondicional de cada uno de ustedes y del impacto positivo que han tenido en mi vida.

## **AGRADECIMIENTO**

Quiero expresar mi más profundo agradecimiento a la Msc. Paola Chávez, por su guía, paciencia y experiencia durante todo este proceso. Su conocimiento y dedicación fueron fundamentales para la realización de este proyecto.

A la Universidad Católica del Ecuador, sede Ibarra, por abrirme las puertas al conocimiento, por su compromiso con la excelencia académica y por fomentar en sus estudiantes valores que trascienden más allá del aula, inspirándome a seguir creciendo como profesional y como persona.

Finalmente, agradezco a todos los docentes que contribuyeron a este proyecto, ya sea compartiendo su tiempo, recursos o conocimientos. Cada contribución, por pequeña que parezca, fue esencial para alcanzar este logro, sin su ayuda no hubiese sido posible alcanzar esta meta.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

Contenido	
CERTIFICACIÓN TUTOR	ii
PÁGINA DE APROBACIÓN DEL TRIBUNAL	iii
ACTA DE CESIÓN DE DERECHOS	iv
AUTORIA	v
DEDICATORIA Y AGRADECIMIENTOS	vi
ÍNDICE DE CONTENIDOS	vii
ÍNDICE DE TABLAS	ix
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
RESUMEN	x
ABSTRACT	xi
CAPÍTULO I	1
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO II	3
OBJETIVOS	3
2.1. Objetivo General	3
2.2. Objetivos Específicos	3
2.3. Pregunta directriz	3
CAPÍTULO III	4
ESTADO DEL ARTE	4
3.1. Calidad del agua en sistemas fluviales urbanos	4
3.2. Factores que determinan la calidad del agua	5
3.3. Contaminación en ríos urbanos	7
3.4. Impactos de la urbanización en la calidad del agua	8
3.5. Bioindicadores en la evaluación de la calidad del agua	9
3.6. Clasificación de bioindicadores	11
3.7. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores	13
3.8. Índices bióticos basados en macroinvertebrados	15
CAPÍTULO IV	17
MATERIALES Y MÉTODOS	17
4.1. Equipos, materiales, insumos	17

4.1.1. Equipos	17
4.1.2. Materiales e insumos	17
4.2. Métodos	18
4.3. Fase de campo	19
4.3.1. Localización del área de estudio.	19
4.3.2. Evaluación mediante macroinvertebrados acuáticos	22
4.3.3. Evaluación de parámetros fisicoquímicos in situ	23
4.3.4. Recolección de datos geoespaciales	24
4.3.5. Análisis de riesgos por movimientos de masa	25
4.4. Fase de laboratorio	26
4.4.1. Análisis taxonómico en laboratorio	26
4.4.2. Evaluación fisicoquímica y biológica en laboratorio	26
4.5. Métodos integrales para la evaluación Ambiental	29
4.5.1. Aplicación del Índice ABI	29
4.5.2. Aplicación del índice SVAP (Stream Visual Assessment Protocol)	30
4.6. Propuesta de estrategias para la conservación y restauración	32
4.6.1. Identificación de prioridades	32
CAPÍTULO V	33
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	33
5.1. Evaluación de la calidad del agua con bioindicadores.	33
5.1.1. Macroinvertebrados presentes en el Río Las Monjas	33
5.1.2. Índice ABI	35
5.1.3. Abundancia de Macroinvertebrados	37
5.2. Índice SVAP	44
5.3. Parámetros físico químicos	51
5.3.1. Parámetros fisicoquímicos in situ	51
5.4. Fuentes principales de contaminación del río	62
5.5. Medidas para la restauración y conservación del Recurso Hídrico Las Monjas	63
CAPÍTULO VI	68
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	68
CAPÍTULO VII	70
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1</b> Mapa de ubicación de los puntos de estudio	22
<b>Tabla 2.</b> Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados.	27
<b>Tabla 3.</b> Categoría del estado de un río según puntuaciones del índice ABI.	28
Tabla 4. Listado de macroinvertebrados bentónicos registrados en los puntos de estudio	33
<b>Tabla 5.</b> Índice SVAP por vertientes	44
<b>Tabla 6.</b> Temperatura del agua de la zona de estudio en las diferentes épocas	51
<b>Tabla 7.</b> Porcentaje de Oxígeno Disuelto del agua de la zona de estudio en las diferentes épocas	53
<b>Tabla 8.</b> pH de agua de la zona de estudio	54
<b>Tabla 10.</b> Turbidez de la zona de estudio	57
<b>Tabla 11.</b> Nitratos de la zona de estudio	59
<b>Tabla 12</b> Fosfatos de la zona de estudio en las diferentes épocas	60
<b>Tabla 12</b> Coliformes fecales de la zona de estudio	62

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Mapa de ubicación de los puntos de estudio	21
<b>Figura 2.</b> Valores del índice ABI en las seis estaciones de monitoreo	35
<b>Figura 3.</b> Abundancia de macroinvertebrados en el punto 1	37
<b>Figura 4.</b> Abundancia de macroinvertebrados por familia del punto 2	39
<b>Figura 5.</b> Abundancia de macroinvertebrados por familia del punto 3	40
<b>Figura 6.</b> Abundancia de macroinvertebrados en el punto 4	41
<b>Figura 7.</b> Abundancia de macroinvertebrados por familia del punto 5	42
<b>Figura 8.</b> Abundancia de macroinvertebrados por familia del punto 6	43
<b>Figura 9.</b> Variación de la temperatura de la zona de estudio en las diferentes épocas	51
<b>Figura 10.</b> Oxígeno disuelto del agua de la zona de estudio en las diferentes épocas	53
<b>Figura 11.</b> pH de la zona de estudio en las diferentes épocas	55
<b>Figura 12.</b> Conductividad eléctrica de la zona de estudio	56
<b>Figura 13.</b> Conductividad eléctrica de la zona de estudio en las diferentes épocas	56
<b>Figura 14.</b> Turbidez de la zona de estudio en las diferentes épocas	58
<b>Figura 15</b> Nitratos de la zona de estudio en las diferentes épocas	59
<b>Figura 16</b> Fosfatos de la zona de estudio en las diferentes épocas	61
<b>Figura 17.</b> Puntos de contaminación del Río Las Monjas	65

## RESUMEN

El presente estudio evalúa la calidad del agua del río Monjas, ubicado en Quito, Ecuador, utilizando macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores y análisis de parámetros fisicoquímicos. Se emplearon seis puntos de muestreo, seleccionados estratégicamente para representar diversas condiciones ambientales. Las variables analizadas incluyeron temperatura, pH, oxígeno disuelto, nitratos, fosfatos, coliformes fecales y turbidez, medidas con un multiparámetro *in situ* y métodos estándar de laboratorio. El diseño fue descriptivo y analítico, aplicando el Índice Biológico Andino (ABI) para determinar la calidad del agua. Los resultados mostraron que todos los puntos de muestreo presentaron una calidad "pésima," con una dominancia de macroinvertebrados tolerantes a la contaminación, como Chironomidae y Oligochaeta. Esto evidencia el impacto de descargas de aguas residuales, urbanización no planificada y erosión en las riberas. Se concluye que es urgente implementar estrategias integrales de manejo ambiental que incluyan restauración de hábitats fluviales y mitigación de fuentes de contaminación. Este estudio resalta la efectividad de los bioindicadores como herramientas económicas y confiables para la evaluación ambiental en sistemas urbanos, ofreciendo una base científica para políticas de conservación y sostenibilidad

**Palabras clave:** bioindicadores, ecosistemas fluviales, biodiversidad, gestión ambiental, calidad del agua.

## ABSTRACT

This study evaluates the water quality of the Monjas River, located in Quito, Ecuador, using aquatic macroinvertebrates as bioindicators and physicochemical parameter analyses. Six sampling points were strategically selected to represent diverse environmental conditions. The analyzed variables included temperature, pH, dissolved oxygen, nitrates, phosphates, fecal coliforms, and turbidity, measured with a multiparameter device and standard laboratory methods. The design was descriptive and analytical, applying the Andean Biotic Index (ABI) to determine water quality. The results showed that all sampling points had "poor" quality, with a dominance of pollution-tolerant macroinvertebrates such as Chironomidae and Oligochaeta. This reflects the impact of untreated wastewater discharges, unplanned urbanization, and riverbank erosion. It is concluded that implementing comprehensive environmental management strategies, including river habitat restoration and mitigation of pollution sources, is urgent. This study highlights the effectiveness of bioindicators as cost-efficient and reliable tools for environmental assessment in urban systems, providing a scientific basis for conservation policies and sustainability efforts.

**Keywords:** bioindicators, fluvial ecosystems, biodiversity, environmental management, water quality.

## **CAPÍTULO I**

### **INTRODUCCIÓN**

La evaluación de la calidad del agua en los ecosistemas fluviales es un elemento esencial para determinar el estado de salud ambiental y un componente clave para promover el desarrollo sostenible, beneficiando tanto a la sociedad como a la biodiversidad (Curado et al., 2018). El río Las Monjas, ubicado en la provincia de Pichincha, Ecuador, atraviesa áreas urbanas e industriales, lo que lo hace altamente vulnerable a la contaminación (Escorza, 2023). El acelerado crecimiento urbano y la falta de infraestructura adecuada para el tratamiento de aguas residuales han ejercido una fuerte presión sobre este recurso, generando acumulación de nutrientes, productos químicos y residuos orgánicos, y afectando gravemente su equilibrio ecológico (Aysabucha et al., 2024).

La importancia de analizar las condiciones del agua en este río radica en la necesidad de implementar medidas efectivas para mitigar los impactos de la contaminación y conservar este ecosistema fluvial (Inclán et al., 2015). Aunque los análisis fisicoquímicos han sido tradicionalmente utilizados para evaluar la calidad del agua, estos métodos suelen ser costosos y ofrecen una perspectiva limitada del estado general del ecosistema a largo plazo (Nayar, 2020).

En este contexto, los bioindicadores, como los macroinvertebrados acuáticos, se han destacado como herramientas eficaces y económicas para la evaluación ambiental (Medina y Vásquez, 2016). Estos organismos responden directamente a los cambios en las condiciones del entorno, proporcionando una evaluación más precisa del impacto de la contaminación (Peña et al., 2019). Además, la integración de tecnologías como los Sistemas de Información

Geográfica (SIG) facilita el análisis espacial y la identificación de las principales fuentes de contaminación(Da Silva-Leite et al., 2022) .

Este estudio tiene como objetivo evaluar la calidad del agua del río Las Monjas mediante el uso de macroinvertebrados como bioindicadores y, simultáneamente, identificar los principales puntos de contaminación utilizando SIG (Lazo Oscanoa et al., 2022). Los resultados obtenidos buscan servir como base para diseñar estrategias de conservación y restauración, contribuyendo a la preservación de la biodiversidad y al bienestar de las comunidades vinculadas a este recurso(Alvarado Huamán, 2016).

En los capítulos siguientes, se abordó los factores que influyen en la calidad del agua en sistemas fluviales, se analizó el papel de los bioindicadores en la evaluación ambiental, y se detalló el uso de los macroinvertebrados acuáticos en el análisis específico del río Monjas. Finalmente, se presentó propuestas concretas para la conservación y restauración de este ecosistema.

## CAPÍTULO II

### OBJETIVOS

#### 2.1. Objetivo General

Evaluar la calidad del agua del río Las Monjas mediante bioindicadores y determinar sus principales puntos de contaminación

#### 2.2. Objetivos Específicos

- Analizar la calidad del agua mediante macroinvertebrados como bioindicadores.
- Identificar las fuentes principales de contaminación del río mediante sistemas de información geográfica.
- Proponer medidas para la conservación y restauración del recurso hídrico Las Monjas.

#### 2.3. Pregunta directriz

¿Cuáles son las principales fuentes de contaminación en el río Las Monjas, Quito, y cómo influyen en la calidad del agua y la diversidad de macroinvertebrados acuáticos del ecosistema?

## CAPÍTULO III

### ESTADO DEL ARTE

#### 2.1. Calidad del agua en sistemas fluviales urbanos

Los sistemas fluviales urbanos enfrentan grandes desafíos debido al crecimiento de la actividad humana, especialmente por la urbanización y la industrialización, que han incrementado significativamente la cantidad de contaminantes que llegan a estos cuerpos de agua (Flasino y Gallardo, 2021; Gu et al., 2021). Este fenómeno, conocido como el "síndrome de los arroyos urbanos," se refiere a la combinación de descargas de aguas residuales domésticas e industriales no controladas y la escorrentía urbana, que arrastra contaminantes químicos y residuos sólidos hacia los ríos (Walteros y Ramírez, 2020).

Este proceso no solo degrada la calidad del agua, sino que también provoca la pérdida de funciones ecológicas esenciales de los sistemas fluviales urbanos, poniendo en riesgo tanto la biodiversidad acuática como la salud pública en las áreas afectadas (Reis de Souza et al., 2016).

Fraga et al. (2013), indican que la contaminación compromete la calidad del recurso hídrico. Cunha et al. (2011), señalan que contaminantes como microplásticos y compuestos orgánicos se acumulan en los sedimentos, afectando la autodepuración de los ríos; en los ríos Tietê y Pinheiros de São Paulo, la descarga de aguas residuales ha incrementado patógenos como *E. coli*, empeorando durante la temporada de lluvias.

En respuesta a la degradación de los sistemas fluviales, se han implementado enfoques de restauración que buscan mejorar la calidad del agua y la biodiversidad (da Silva et al., 2023). Wohl, Lane y Wilcox (2015) proponen que, en lugar de intentar devolver un río a sus condiciones originales, un enfoque más efectivo es restaurar su conectividad física y

mejorar los servicios ecosistémicos, como el control de inundaciones y la retención de nutrientes, mostrando buenos resultados al centrarse en la capacidad del ecosistema para autorregularse y ajustándose a las características únicas de cada río para asegurar su sostenibilidad a largo plazo.

## **2.2. Factores que determinan la calidad del agua**

La calidad del agua en los sistemas fluviales está influenciada por varios factores que interactúan de manera compleja, tanto por procesos naturales como por actividades humanas (Piratoba et al, 2017). Estos elementos incluyen parámetros físicos, químicos y biológicos que determinan si el agua es apta para el consumo humano, la vida acuática y otros usos esenciales (Elordi et al., 2016). Entre los aspectos más relevantes están la temperatura, el pH, los nutrientes, los contaminantes químicos y la presencia de organismos biológicos, que funcionan como indicadores de contaminación (Ariza et al., 2023). La comprensión de estos factores es clave para garantizar la adecuada gestión y conservación de los recursos hídricos.

La temperatura juega un papel crucial en la determinación de la calidad del agua, ya que influye directamente en las condiciones ambientales de los ecosistemas acuáticos (Cano Ríos, 2017). En ríos como el Medellín, se ha observado que las descargas de aguas residuales e industriales pueden incrementar de manera significativa la temperatura, provocando lo que se conoce como contaminación térmica (López et al., 2016). Esta elevación térmica puede reducir los niveles de oxígeno disuelto en el agua, generando un impacto negativo en las especies que habitan estos entornos (Ríos-León et al., 2017). Un estudio en el río Medellín mostró que las áreas con mayores variaciones térmicas coincidían con zonas más afectadas por la contaminación (Posada et al., 2013). En este sentido, resulta fundamental regular estos cambios para preservar la estabilidad de los ecosistemas fluviales (Sevillano-Ríos y Morales, 2021).

El pH del agua es un aspecto crucial que determina su acidez o alcalinidad, y esto influye directamente en la calidad del recurso (Oña et al., 2020). Un claro ejemplo de su relevancia lo encontramos en el estudio del Río Cuchujaqui ubicado en México, García et al. (2014), mencionan que la contaminación por heces y detergentes estaba relacionada con aumentos en los niveles de alcalinidad; en varios sitios, los valores sobrepasaron los límites permitidos debido a la presencia de sales, lo que alteró las condiciones del agua, poniendo en riesgo tanto a los organismos acuáticos como al propio ecosistema. Cuando este equilibrio se ve comprometido, se genera un peligro tanto para la biodiversidad como para la calidad del agua, lo que enfatiza la necesidad de mantener un control adecuado en los sistemas fluviales (Bermúdez et al., 2022).

El exceso de nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo, también juega un papel crítico en la calidad del agua. Estos elementos, si bien son esenciales para el desarrollo biológico, en grandes concentraciones pueden causar problemas graves como la eutrofización, lo que afecta negativamente a los ecosistemas acuáticos, como lo establece García (2015), en su estudio que el manejo adecuado de estos nutrientes es fundamental para evitar desequilibrios ecológicos, especialmente en sistemas afectados por aguas residuales urbanas.

La presencia de bacterias coliformes fecales es un indicador fundamental de la calidad del agua, sobre todo en entornos urbanos (Formica et al., 2015). Estos microorganismos no solo evidencian la contaminación fecal, sino que también representan un riesgo significativo para la salud pública y el entorno agrícola. Morales et al. (2018), destacaron que los niveles de coliformes fecales en el análisis superaron los límites permitidos, evidenciando la necesidad urgente de regular las descargas de aguas residuales para garantizar la calidad del agua y proteger la salud pública. Como señala Fernández (2017), la mejora en las prácticas de tratamiento de las mismas resulta esencial para

garantizar la seguridad del recurso hídrico y la protección de la salud pública y los ecosistemas.

### **2.3. Contaminación en ríos urbanos**

Las fuentes puntuales, como las descargas de aguas residuales industriales y domésticas, suelen ser más sencillas de gestionar gracias a normativas específicas (Zúñiga-Ruiz et al., 2021; Vázquez-Rodríguez y Gallo-González, 2021). En la microcuenca del río Ocloro, ubicado en Costa Rica, se detectaron veinte fuentes puntuales usando la metodología POSH (Chaves- Villalobos et al., 2023); de estas, el 27,1 % causaban contaminación elevada debido a talleres y centros comerciales, el 22,3 % generaban contaminación moderada por actividades de gasolineras y clínicas, y el 50,6 % restante representaba contaminación reducida, principalmente de restaurantes. El control de contaminantes, como los hidrocarburos, es esencial para proteger el río y la salud de las comunidades (Bermeo, 2023).

Las fuentes difusas en áreas urbanas, como la escorrentía y las aguas residuales, introducen contaminantes tales como aceites, metales, nitratos y patógenos, afectando considerablemente la calidad del agua, como menciona Pedrozo Acuña (2021). En los ríos Ceballos y Salsipuedes, ubicados en Argentina, el uso del modelo QUAL2Kw permitió evidenciar que las fuentes difusas representan la totalidad de la carga contaminante en sectores urbanizados. En contraste, en zonas no urbanizadas, el impacto generado por estos contaminantes es significativamente menor, lo que demuestra la influencia directa de la urbanización en la calidad del agua (Formica et al., 2015). Además, en ciudades con rápido crecimiento, los cambios en el uso del suelo intensifican esta degradación, agravando el deterioro de los cuerpos de agua ( Sánchez et al., 2020).

Según Basílico et al. (2022), la estimación de las cargas contaminantes y la evaluación de los caudales son claves para comprender cómo estas fuentes inciden en la

calidad del agua, lo que permite diseñar medidas de mitigación efectivas. López et al. (2019) subrayan que, para mejorar las condiciones del agua en estos ríos, no basta con tratar las aguas residuales y regular las descargas industriales; también es fundamental gestionar la escorrentía y planificar el desarrollo urbano para minimizar el impacto de las fuentes difusas.

Según Felis et al. (2023), la incorporación de sistemas de drenaje sostenible (SUDS) junto con la recuperación de espacios verdes constituye una estrategia efectiva para minimizar la contaminación en los ríos urbanos. De manera similar, Flausino y Gallardo (2021) resaltan la relevancia de una planificación urbana enfocada en la sostenibilidad, ya que esto permite reducir la carga de contaminantes y mejorar la calidad del agua en entornos urbanos.

#### **2.4. Impactos de la urbanización en la calidad del agua**

El crecimiento urbano sin una planificación adecuada está generando un impacto negativo en la calidad y disponibilidad del agua. La expansión de las ciudades no solo incrementa la demanda de este recurso, sino que también provoca un aumento en la descarga de desechos sin un tratamiento apropiado, afectando directamente los ecosistemas acuáticos (Freeman et al., 2019; Agrawal, Panda y Bhuyan, 2021). Asimismo, la proximidad de asentamientos urbanos e industrias a los ríos, junto con una regulación ambiental insuficiente, reduce la capacidad natural de estos cuerpos de agua para filtrar contaminantes, lo que deteriora sus funciones ecológicas (Li et al., 2018). Como consecuencia, se ha observado una pérdida de biodiversidad y una menor capacidad de los ríos para abastecer a las poblaciones, lo que hace evidente la necesidad de fortalecer las estrategias de saneamiento y mejorar la gestión de los recursos hídricos (Stoner y Arrington, 2017; de Lima, de Graaf-Van Dinther y Boogaard, 2022).

El incremento de la población también impulsa la generación de aguas residuales, lo

que compromete aún más la calidad de los recursos hídricos (Robles , 2021). En la cuenca del río Torrens, en Australia, el proceso de urbanización aumentó la escorrentía en un 13.3% y las cargas de fósforo en un 36.4%, elevando el riesgo de contaminación y eutrofización (Nguyen et al., 2018). Así mismo, la expansión de áreas impermeables reduce la infiltración del agua, disminuyendo el flujo subterráneo y exacerbando la erosión en las riberas, lo que agrava los daños a los ecosistemas acuáticos (Apac Jesus, 2019). La insuficiencia de infraestructuras adecuadas de saneamiento también pone en peligro la salud pública, ya que facilita la propagación de enfermedades transmitidas por el agua (Anda Sánchez, 2017).

La expansión urbana sin una planificación adecuada representa un riesgo considerable para los sistemas hídricos, ya que incrementa la demanda de agua y genera una mayor descarga de residuos, lo que compromete la calidad de los ríos (Gudiño, 2015). En muchos casos, las zonas que actualmente presentan altos niveles de contaminación solían tener un uso agrícola, pero han sido transformadas en áreas urbanizadas sin una gestión territorial eficiente (Pinto, 2022). Ante esta problemática, la legislación nacional, a través del Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización (COOTAD), en su artículo 466, enfatiza la importancia de una planificación sostenible del territorio, promoviendo el uso adecuado del suelo y la conservación de los recursos naturales.

.Esto, a su vez, aumenta la vulnerabilidad ante eventos climáticos extremos, como inundaciones y sequías (Trujillo, 2014). Para mitigar estos efectos, es fundamental promover el uso de infraestructuras verdes y optimizar la gestión del agua, lo cual permitiría equilibrar el crecimiento urbano con la preservación de los recursos naturales y garantizar su sostenibilidad en el tiempo (Hack et al., 2024).

## 2.5. Bioindicadores en la evaluación de la calidad del agua

Los macroinvertebrados acuáticos se han consolidado como bioindicadores fundamentales en la evaluación de la calidad del agua debido a su sensibilidad a las variaciones ambientales (Alvarado, 2016). Tal como indican Pérez et al. (2020), estos organismos permiten identificar de manera eficiente las condiciones de los ecosistemas acuáticos. En la Ciénaga Mata de Palma, Colombia, un estudio llevado a cabo por Nuñez y Fragoso-Castilla (2019), aplicó el índice BMWP/Col, mostrando que las aguas oscilaban entre ligeramente contaminadas y muy contaminadas, dependiendo de las temporadas y la influencia de afluentes como el Arroyo Paraluz y Garrapata. Este enfoque, como señalan Machado et al. (2018), proporciona una perspectiva más profunda y a largo plazo en comparación con los análisis químicos tradicionales, al reflejar no solo las condiciones actuales del agua, sino también los efectos acumulativos de las actividades humanas (García, 2016).

Robledo Beltrán (2021) destaca que, además de evidenciar la contaminación, los macroinvertebrados brindan información clave sobre la capacidad de los ecosistemas acuáticos para soportar y recuperarse de alteraciones. Según Encina (2023), el análisis de la composición de estas comunidades permite detectar desequilibrios ecológicos causados por la pérdida de vegetación en las riberas, la erosión del cauce y la modificación del flujo del agua. Por su parte, Nuñez y Fragoso (2019) resaltan que estos datos no solo ayudan a comprender los efectos inmediatos de las actividades humanas, sino también la resiliencia ecológica a largo plazo. En esta línea, Escalona-Domenech et al. (2022) indican que los macroinvertebrados no solo reflejan la calidad del agua, sino que también sirven como indicadores de la estabilidad y el estado general del ecosistema acuático, facilitando la planificación de estrategias de restauración.

En la gestión de los recursos hídricos, los macroinvertebrados ofrecen una visión precisa del impacto de diversas actividades humanas, como la urbanización, la agricultura intensiva y la industrialización sobre los cuerpos de agua (Chacón, 2022). Al evaluar las respuestas biológicas de estas especies frente a factores como la sedimentación y la contaminación química, Ramírez et al. (2016), indican que es posible localizar áreas críticas donde los ecosistemas acuáticos han sufrido mayor degradación. De acuerdo con Gómez (2021), esta capacidad de detección es clave para el diseño de políticas de manejo y conservación que, además de reducir la contaminación, promueven la restauración y protección de los ecosistemas acuáticos a largo plazo. De manera similar, Gómez (2017) señala que la implementación de bioindicadores fortalece la sostenibilidad en la gestión de las cuencas hidrográficas.

## **2.6. Clasificación de bioindicadores**

Los bioindicadores se organizan en distintos grupos según el tipo de organismo y su papel en la evaluación de la calidad del agua, y cada uno reacciona de manera específica frente a los contaminantes, lo que permite identificar con mayor precisión el estado de los ecosistemas acuáticos (Terneus y Yáñez, 2018). Según Tapia et al. (2018), gracias a esta diversidad, es posible detectar una amplia gama de alteraciones ambientales que afectan la salud del agua. Además, el uso de diferentes bioindicadores proporciona una evaluación integral que abarca tanto los efectos inmediatos como los acumulativos de la contaminación, mejorando así la gestión y conservación de los recursos hídricos (Curado et al., 2018).

El fitoplancton y las algas son bioindicadores clave debido a su alta sensibilidad a las fluctuaciones de nutrientes como nitrógeno y fósforo, lo que les permite identificar

rápidamente procesos de eutrofización y la presencia de contaminantes tóxicos (Martínez et al., 2016). Su ciclo de vida corto facilita la evaluación de impactos ambientales en periodos breves (Pilatti et al., 2023; Purihuamán y Sánchez, 2022). Además, como productores primarios, son especialmente vulnerables a alteraciones físico-químicas en el entorno, lo que las convierte en herramientas efectivas para detectar la influencia de actividades humanas en los ecosistemas acuáticos (González et al., 2023; Santillán y Guerrero, 2018).

Los peces son considerados bioindicadores efectivos en la evaluación de la calidad del agua porque son más resistentes a ciertos tipos de contaminantes que otras especies acuáticas (García et al., 2017). Sin embargo, Santillán y Guerrero (2018), explican que pueden ser sensibles a condiciones adversas como la hipoxia (baja concentración de oxígeno) y la presencia de sustancias químicas tóxicas, lo cual los convierte en indicadores fiables del estado de los ecosistemas. Además, un estudio de Buti et al. (2015), concluye que una disminución en la diversidad y abundancia de peces, así como un aumento en la mortalidad o la aparición de enfermedades, suele ser una señal clara de contaminación en el cuerpo de agua.

Finalmente, los macroinvertebrados acuáticos son ampliamente utilizados como bioindicadores debido a su alta sensibilidad a las alteraciones en la calidad del agua, (Purihuamán y Sánchez, 2022). Estos organismos, que incluyen larvas de insectos acuáticos, moluscos y crustáceos, reaccionan notablemente ante la presencia de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos (Salvatierra, 2014). Su capacidad para reflejar cambios ambientales a largo plazo y detectar efectos acumulativos que no pueden ser identificados por métodos químicos tradicionales, como lo resaltan Gutiérrez et al. (2016), los convierte en una herramienta esencial para la evaluación de la calidad del agua y la gestión sostenible de cuerpos hídricos.

## 2.7. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores

Los macroinvertebrados bentónicos son organismos que se desarrollan principalmente en el lecho de cuerpos de agua dulce, como ríos, arroyos y lagos (Gharbi et al., 2024). Estos incluyen una variedad amplia de organismos, tales como insectos acuáticos, moluscos, crustáceos y anélidos, los cuales mantienen un estrecho contacto con los sedimentos en los que habitan (Ríos et al., 2022). Esta posición estratégica los expone a la acumulación de contaminantes en el fondo, lo que los hace particularmente sensibles a las variaciones en la calidad del agua, convirtiéndolos en bioindicadores clave (Marin, 2018). Al observar los cambios en las comunidades de estos organismos, es posible identificar alteraciones en las condiciones del entorno, ya que muchas especies son sensibles a la presencia de contaminantes y a cambios en factores ambientales como la temperatura y los niveles de oxígeno (Vasco et al., 2021).

Dada su sensibilidad, los macroinvertebrados bentónicos resultan esenciales para evaluar la calidad del agua, considerando que responden a diferentes formas de contaminación, incluyendo metales pesados, residuos orgánicos y productos fitosanitarios (Sandoval et al., 2021). Por esta razón, estos organismos reflejan de manera directa los efectos de las actividades humanas en los cuerpos de agua (Quesada y Solano, 2020). La información que proporciona su presencia, ausencia o abundancia puede indicar la magnitud y el tipo de perturbación en un sistema fluvial específico (Solis-Lufí et al., 2021). Además, su estudio no solo permite evaluar la calidad del agua, sino también la condición general del ecosistema (López et al., 2023).

Para determinar la calidad del agua a través del estudio de macroinvertebrados bentónicos, se emplean diversos índices bióticos que evalúan tanto la composición como la

estructura de estas comunidades (Díaz et al., 2020). Entre los más utilizados se encuentran el Índice Biótico Andino (ABI) y el Protocolo de Evaluación Visual de Hábitat Fluvial (SVAP), herramientas que permiten caracterizar el estado ecológico de los cuerpos de agua (Zambrano, 2020). En el caso del ABI, este clasifica la calidad del agua en diferentes niveles, desde "excelente" hasta "crítico", en función de la tolerancia de los macroinvertebrados a la contaminación (Leal et al., 2021).

Estos índices permiten simplificar el análisis de información compleja y facilitan la toma de decisiones en materia de gestión ambiental (Ríos et al., 2022). La sensibilidad de los macroinvertebrados a factores como la acumulación de materia orgánica, los niveles de acidez o la concentración de sales los convierte en indicadores clave para identificar zonas con alta contaminación en los ríos (Gharbi et al., 2024). La ausencia de especies sensibles, como algunos efemerópteros y tricópteros, puede ser un claro reflejo del deterioro ambiental (Sandoval et al., 2021). Por esta razón, el uso de macroinvertebrados como bioindicadores es una herramienta eficaz para localizar áreas afectadas y orientar estrategias de recuperación de la calidad del agua (Trama et al., 2020).

En la gestión sostenible del agua, el empleo de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores ofrece ventajas significativas, ya que permite una evaluación detallada de la calidad del recurso hídrico y facilita la identificación de fuentes de contaminación dispersa (García et al., 2020). Sin embargo, uno de los principales retos es la necesidad de uniformar los métodos de muestreo y análisis, especialmente en áreas con variabilidad hidrológica y alta diversidad biológica (Córdoba et al., 2020). La combinación de estudios basados en macroinvertebrados con herramientas tecnológicas como los sistemas de información geográfica (SIG) puede optimizar la planificación y el manejo de los recursos hídricos tanto en entornos urbanos como rurales (Vasco et al., 2021).

## 2.8. Índices bióticos basados en macroinvertebrados

Los macroinvertebrados acuáticos son esenciales en la evaluación de la calidad del agua debido a su sensibilidad a las condiciones ambientales (Gil et al., 2023). Esta característica permite utilizarlos como indicadores fiables del estado de los cuerpos de agua, ya que reflejan de forma directa los efectos de la contaminación y los cambios en las características físico-químicas del agua (Fustamante y Medina, 2021). En este contexto, se han desarrollado distintos índices bióticos que se basan en la tolerancia y diversidad de estos organismos para clasificar la calidad de los ecosistemas fluviales (Meneses-Campo et al., 2019). Entre estos índices, el Índice Andino de Macroinvertebrados Bentónicos (ABI) se destaca por haber sido diseñado específicamente para adaptarse a las particularidades de los ríos de alta montaña de la región andina (Ponce et al., 2022).

El desarrollo del Índice Biológico Andino (ABI) responde a la necesidad de evaluar de manera adecuada las condiciones singulares de los ríos de montaña, los cuales se caracterizan por presentar altitudes elevadas, bajas temperaturas y menores concentraciones de oxígeno (Velásquez, 2018). Estos factores influyen en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados, por lo que el ABI ajusta sus valores de sensibilidad según la adaptación de las especies a estas condiciones extremas (Gutiérrez-Fonseca y Lorion, 2014). Así, el ABI permite obtener una evaluación precisa de la calidad del agua en estos entornos específicos, superando las limitaciones de índices globales como el BMWP, los cuales no toman en cuenta las particularidades de los ecosistemas andinos (Custodio, 2013). Esta adaptación y enfoque específico hacen del ABI una herramienta sólida para el monitoreo de estos sistemas acuáticos (Cordero, 2015).

En cuanto a su metodología, el ABI asigna puntuaciones de sensibilidad a las

diferentes familias de macroinvertebrados según su tolerancia a la contaminación (Bustamante, 2021). Las familias más sensibles reciben puntuaciones más altas, mientras que las familias tolerantes obtienen puntuaciones más bajas (Asueta et al., 2019). La suma de estas puntuaciones permite clasificar la calidad del agua en categorías que van desde buena hasta crítica, lo cual facilita la identificación de tramos de ríos con mayor afectación (Gutiérrez-Fonseca y Lorion, 2014). Esta metodología ha demostrado ser efectiva para evaluar los ríos de alta montaña, al ofrecer una respuesta ajustada a sus características ecológicas (Cordero, 2015).

El Índice Biológico Andino (ABI) no solo permite una evaluación precisa de la calidad del agua, sino que también aporta información clave para el diseño de estrategias de conservación y recuperación de los ríos en zonas andinas (Díaz, 2024). La identificación de áreas vulnerables y de especies indicadoras facilita la implementación de medidas como la restauración de la vegetación en las riberas, la reducción de fuentes de contaminación y la mejora de los hábitats acuáticos (Ceballos y Quishpe, 2018). Estas iniciativas resultan esenciales para proteger la biodiversidad y mantener el equilibrio ecológico en los ecosistemas de montaña, que son particularmente sensibles a las alteraciones provocadas por la actividad humana (Velásquez, 2018).

El Índice Andino de Macroinvertebrados Bentónicos (ABI) se ha consolidado como una herramienta fundamental para la gestión de los recursos hídricos en la región andina (Cordero, 2015). Su enfoque específico y su capacidad para evaluar la calidad del agua de manera contextualizada han permitido que el ABI se convierta en un estándar en estudios hidrobiológicos y proyectos de conservación en ríos de alta montaña (Ceballos y Quishpe, 2018). La precisión del ABI para identificar problemas y su flexibilidad para ajustarse a las condiciones locales refuerzan su utilidad en la planificación de estrategias de manejo ambiental sostenible (Jáuregui, 2019).

## CAPÍTULO IV

### MATERIALES Y MÉTODOS

#### 4.1. Equipos, materiales, insumos

##### 4.1.1. Equipos

- Multiparámetro HANNA HI98194
- GPS Garmian modelo GPSMAP 64
- Red tipo D
- Estereomicroscopio
- Colorímetro LaMotte modelo SMART3
- Turbidímetro EXTECH TB400

##### 4.1.2. Materiales e insumos

- Alcohol al 80%
- Pinzas entomológicas
- Envases de vidrio
- Cajas Petri
- Bandeja
- Guantes de látex
- Botas
- Etiquetas
  
- Frascos de vidrio boeco

## 4.2. Métodos

Este estudio se enfoca en el uso de macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos para evaluar la calidad del agua del río Las Monjas, siendo una investigación tanto descriptiva como analítica (Zurita, 2016). La recolección de información en campo se enfocó en las condiciones ecológicas del río, con una caracterización detallada de la comunidad de macroinvertebrados encontrados en el medio (García y Endara , 2020).

Posteriormente, estos organismos fueron clasificados taxonómicamente en el laboratorio, lo que permitió determinar el Índice Biológico Andino (ABI) como herramienta clave para la evaluación del ecosistema (Martínez et al., 2022). Adicionalmente, se emplearon herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG) para identificar las principales fuentes de contaminación, integrando capas de datos geoespaciales y el análisis de un índice espectral (Coello y Galárraga, 2002). Por otro lado, la parte descriptiva de la investigación incluye una revisión literaria sobre sistemas fluviales urbanos, calidad del agua, colecta e identificación de familias de macroinvertebrados, así como las técnicas utilizadas para el manejo de un equipo multiparamétrico y la presentación de los datos recolectados *in situ* (Lemus et al., 2022)

En cuanto a la parte analítica, comprende el análisis de variables físico-químicas como la temperatura, pH, oxígeno disuelto, nitratos y fosfatos, junto con la evaluación biológica mediante el índice ABI; de la misma manera, se realizó un análisis complementario del ecosistema fluvial para interpretar de manera integral los resultados obtenidos (Bendezu y Hernández, 2021).

## 4.3. Fase de campo

#### **4.3.1. Localización del área de estudio.**

El área de estudio se encuentra en el Distrito Metropolitano de Quito, provincia de Pichincha, y pertenece a la cuenca del río Las Monjas, que abarca una superficie de aproximadamente 17.615 hectáreas distribuidas entre parroquias rurales y urbanas. Entre las parroquias rurales se destacan San Antonio de Pichincha, Pomasqui, Calacalí y Nono, mientras que las urbanas incluyen Cotocollao, Ponceano, Carcelén, El Condado, Comité del Pueblo, Kennedy, La Concepción y Cochapamba. Este río integra la microcuenca del San Antonio, que desemboca en el Guayllabamba, siendo parte fundamental del sistema hídrico que atraviesa el norte de Quito (Bendezu y Hernández, 2021).

La altitud de esta región varía entre 2.400 y 3.000 metros sobre el nivel del mar, lo que influye en las características climáticas y ecológicas del área (Larrea, 2018).

En términos climáticos, la zona presenta un clima templado andino, con temperaturas promedio anuales de 16,8 °C y precipitaciones que oscilan entre 800 y 1.200 mm al año, concentradas en la temporada lluviosa de octubre a mayo (Comunidad Andina, 2010)

El uso del suelo en la cuenca es diverso. Las parroquias urbanas, como Cotocollao y Ponceano, están altamente urbanizadas con áreas residenciales, comerciales e industriales. Por otro lado, las parroquias rurales, como San Antonio de Pichincha y Pomasqui, combinan actividades agrícolas tradicionales con un creciente desarrollo urbano (Quilumbaqui, 2017).

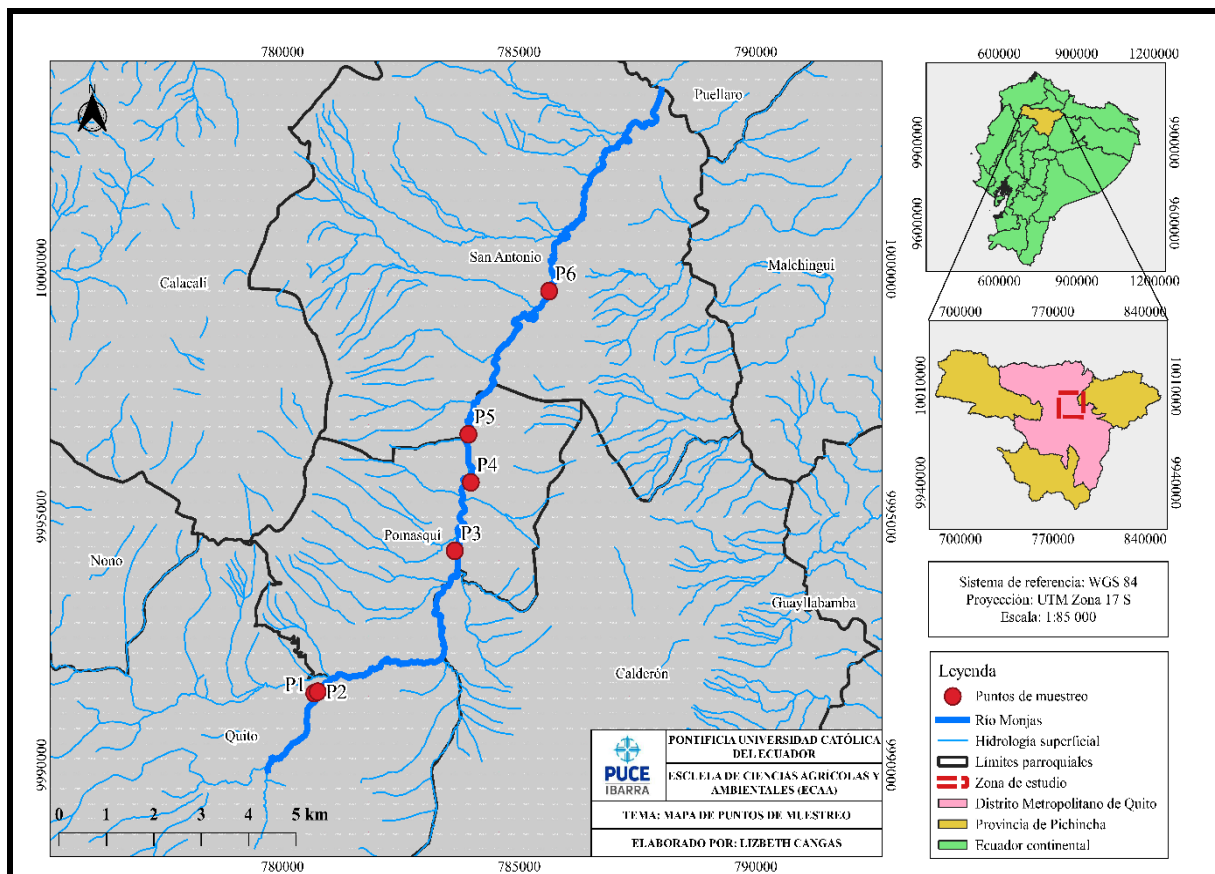
##### **4.3.1.1. Descripción de los puntos de estudio.**

La selección de los seis puntos de muestreo en el río Las Monjas se fundamentó en criterios ambientales y logísticos, con el objetivo de representar de manera integral las condiciones ecológicas y la calidad del agua a lo largo del tramo estudiado (Mello y Augusto, 2013). Se identificaron áreas con diferentes usos del suelo, abarcando zonas urbanas y rurales, lo que

permitió evaluar el impacto de diversas actividades humanas, como la industria y los asentamientos residenciales, en las características del río como lo sugieren (Delgado et al., 2023). Adicionalmente, se priorizaron segmentos próximos a fuentes potenciales de contaminación, como descargas de aguas residuales domésticas e industriales, con el propósito de analizar su efecto directo sobre las variables físicas, químicas y biológicas del agua (Baquerizo et al., 2019).

Los puntos de muestreo se distribuyeron estratégicamente a lo largo de un gradiente que abarca desde las cabeceras del río, donde las condiciones son menos alteradas, hasta las zonas aguas abajo, que presentan un mayor impacto acumulativo debido a las actividades antrópicas. Asimismo, se consideraron aspectos logísticos clave, como la accesibilidad y seguridad de los sitios seleccionados, para facilitar las actividades de colecta y medición en campo. Finalmente, se valoró la importancia ecológica y social de las áreas seleccionadas, asegurando que los puntos de muestreo reflejen tanto las condiciones ambientales como su relevancia para las comunidades locales y la biodiversidad de la cuenca del río Las Monjas.

**Figura 1.**  
 Mapa de ubicación de los puntos de estudio



*Nota.* En la Figura 1, se identificaron seis lugares estratégicos para la toma de muestras de agua e identificación de macroinvertebrados.

**Tabla 1**  
 Mapa de ubicación de los puntos de estudio

Punto de muestreo	Coordenadas UTM	
	X (UTM)	Y (UTM)
1	780674	9991448
2	780747	9991476
3	783643	9994313
4	783981	9995692
5	783930	9996660
6	785634	9999543

*Nota.* Coordenadas de los puntos de muestreo

### **4.3.2. Evaluación mediante macroinvertebrados acuáticos**

El uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos permitió realizar una evaluación integral de la calidad del agua en río Las Monjas. Este proceso incluyó actividades de colecta en campo, manejo de las muestras para su preservación e identificación taxonómica en laboratorio, además del análisis de los datos mediante herramientas específicas

#### **4.3.2.1. Procedimiento de colecta en campo.**

Para recolectar los macroinvertebrados, se utilizó una red con malla de 500 micrómetros, ampliamente recomendada por su eficacia para capturar organismos acuáticos de diversos tamaños (Mora y Tamay, 2022). En cada punto de muestreo se delimitaron cuadrantes de un metro cuadrado, estratégicamente seleccionados para representar las variaciones del hábitat fluvial, realizando la recolección en dos ocasiones con un intervalo de un mes para garantizar la validez de los datos y minimizar la influencia de eventos excepcionales, mediante una técnica que consistió en remover cuidadosamente los sedimentos y la vegetación dentro de los cuadrantes para capturar los organismos presentes, los cuales fueron trasladados a bandejas claras, preferiblemente blancas, con el propósito de facilitar su observación inicial (Baquerizo et al., 2019).

#### **4.3.2.2. Clasificación preliminar y manejo de las muestras.**

El material recolectado fue revisado cuidadosamente en campo para separar macroinvertebrados de sedimentos y otros residuos, utilizando pinzas entomológicas para extraer los organismos más visibles y conservarlos en recipientes de vidrio con alcohol al 80%, asegurando su integridad para los análisis posteriores en laboratorio (Pérez et al., 2020).

### **4.3.3. Evaluación de parámetros fisicoquímicos in situ**

Los parámetros físico químicos evaluados fueron los siguientes:

#### **4.3.3.1. pH.**

Para medir el pH con el equipo multiparamétrico HI 98196, se inició con la calibración del sensor utilizando soluciones buffer específicas para asegurar la precisión de las lecturas. Una vez calibrado, el electrodo fue enjuagado con agua desionizada para evitar cualquier contaminación de la muestra. Posteriormente, se sumergió directamente en el agua recolectada en campo, asegurándose de que el sensor estuviera completamente cubierto. El dispositivo se dejó funcionando hasta que los valores en pantalla se estabilizaron, reflejando la medición final del pH de la muestra (Salas-Mercado et al., 2022)

#### **4.3.3.2. Oxígeno disuelto.**

La medición del oxígeno disuelto con el multiparamétrico HI 98196 se inició calibrando el sensor de acuerdo con el procedimiento indicado en el manual. Antes de sumergir el sensor en la muestra, se enjuagó cuidadosamente con agua desionizada para evitar interferencias (Gil-González et al., 2023). En el campo, el sensor fue introducido directamente en el agua de la muestra, asegurando que no se formaran burbujas alrededor de la membrana del sensor. El equipo se dejó funcionar hasta que la lectura en la pantalla se estabilizó, mostrando los resultados en mg/L. Los valores obtenidos fueron registrados inmediatamente, representando de manera confiable el contenido de oxígeno disuelto en el agua según las condiciones del sitio (Paucar et al., 2023).

#### **4.3.3.3. Temperatura.**

Para medir la temperatura, se utilizó el sensor integrado del HI 98196 siguiendo las indicaciones del manual; después de comprobar que el equipo estaba correctamente calibrado y de enjuagar el sensor con agua desionizada para eliminar posibles residuos que pudieran alterar las lecturas, se sumergió completamente en la muestra de agua,

permitiendo que detectara los cambios térmicos, y una vez que la lectura en la pantalla se estabilizó, se registró el valor en grados Celsius, asegurando que reflejara con precisión las condiciones del sitio de muestreo (Montoya y Naranjo, 2020).

#### **4.4. Fase de laboratorio**

##### ***4.3.4. Análisis taxonómico en laboratorio***

Las muestras conservadas se trasladaron al laboratorio para su análisis detallado. Los organismos fueron examinados uno a uno con ayuda de un estereomicroscopio para identificar sus características morfológicas. La identificación se basó en guías especializadas, como la compilación de Roldán (1996), que permite clasificar los organismos hasta nivel de familia.

##### ***4.3.5. Evaluación fisicoquímica y biológica en laboratorio***

###### **4.3.3.1. Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ).**

El análisis de nitratos en las muestras de agua se realizó mediante colorimetría, utilizando el reactivo NitraVer 5 Nitrate Reagent Powder Pillow (V-6278) del kit HACH. Este compuesto es indicador de posibles fuentes de contaminación, como fertilizantes y descargas domésticas. Para el procedimiento, se colocaron 10 ml de muestra en una celda de medición, a la cual se añadió el reactivo mencionado. La celda fue cerrada y agitada vigorosamente durante un minuto, asegurando la completa disolución del reactivo. Posteriormente, la muestra se dejó reposar durante cinco minutos. En el minuto final del reposo, se encendió el colorímetro SMART3 (modelo 1910, marca LaMotte), configurándolo en la opción "all test" y seleccionando el código "64 Nitrate N – LR". Antes de introducir la muestra, se realizó la calibración del equipo utilizando un blanco. Finalmente, se verificó que la celda estuviera limpia externamente, se colocó en el equipo

y se registraron los valores obtenidos, los cuales fueron integrados al análisis general (HACH, 2019).

#### **4.3.3.2. Fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).**

El análisis de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) mediante un colorímetro, se ha utilizado el reactivo V-6285 con la finalidad de identificar aquellos compuestos asociados a detergentes y residuos agrícolas. En base al protocolo del manual LaMotte, el equipo fue calibrado previamente con un blanco para garantizar la precisión de los datos. Posteriormente, se analizaron 20ml de muestra.

Los valores obtenidos reflejan la concentración de fosfatos en el agua, un parámetro clave para evaluar procesos de eutrofización y su impacto en el ecosistema del río. Este análisis permitió identificar posibles fuentes de nutrientes y su influencia en la calidad del agua.

#### **4.3.3.3. Coliformes fecales.**

El análisis de coliformes fecales se realizó siguiendo el método AFNOR 3M 01/2-09/89C, diseñado específicamente para detectar y cuantificar *E. coli* y coliformes. Se utilizaron placas Petrifilm, las cuales están listas para su uso. Con una micropipeta, se dosificó 1 ml de la muestra en el centro de la placa, cuidando que no se generaran burbujas durante la manipulación. Luego, se cerró cuidadosamente la cubierta y, utilizando un dispersor, se distribuyó uniformemente la muestra sobre la superficie de la placa (Lin et al., 2017).

Las placas se incubaron en condiciones controladas durante 24 a 48 horas en una estufa, permitiendo el desarrollo de colonias. Transcurrido este tiempo, se realizó el conteo de las colonias formadas, proporcionando datos claros sobre la presencia de

coliformes fecales en la muestra analizada. Este procedimiento asegura resultados confiables para la evaluación microbiológica del agua (Him et al., 2019)

#### 4.3.3.4. Turbiedad.

Para realizar la medición de turbidez, se comienza con el equipo en estado apagado. Luego, se vierten 10 ml de muestra en una celda de vidrio, cuidando que no se formen burbujas, y se asegura herméticamente con su tapa. Es importante limpiar y secar la superficie externa de la celda para evitar interferencias durante el análisis (Ospina et al., 2016). Seguidamente, se abre la cámara de medición y se introduce la celda, verificando que esté correctamente posicionada antes de cerrar la tapa del compartimento. Posteriormente, se enciende el equipo presionando el botón "POWER" y se inicia la medición con el botón "TEST". Durante aproximadamente 10 segundos, el dispositivo procesará la muestra, tras lo cual mostrará en pantalla el resultado de la turbidez en NTU (EXTECH, 2016).

**Tabla 2**

*Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados.*

<b>Parámetro</b>	<b>Análisis</b>	<b>Cantidad de muestra</b>	<b>Equipo de laboratorio</b>
T. del agua (°C)	<i>In situ</i>	-	Multiparámetro marca HANNA, modelo HI 98196
OD (mg/l) - % de saturación	<i>In situ</i>	-	Multiparámetro marca HANNA, modelo HI 98196
pH	<i>In situ</i>	-	Multiparámetro marca HANNA, modelo HI 98196
Nitratos (mg. L-1)	<i>Ex situ</i>	10 ml de blanco y 10 ml con un sobre de reactivo para nitratos	Colorímetro SMART3, modelo 1910, marca LaMotte

Fosfatos (mg. L-1)	<i>Ex situ</i>	10 ml de blanco y 10 ml con un sobre de reactivo para fosfatos	Colorímetro SMART3, modelo 1910, marca LaMotte
Turbidez (NTU)	<i>Ex situ</i>	10 ml	Portable Turbidity Meter modelo TB400, marca Extech
Coliformes fecales (UFC)	<i>Ex situ</i>	1ml	Placas 3M™ Petrifilm™ - Incubadora Thermo Fisher Scientific

*Nota.* La presente tabla detalla los parámetros in situ y ex situ junto con las cantidades y los equipos utilizados para el análisis.

#### **4.4. Métodos integrales para la evaluación Ambiental**

##### **4.4.1. Aplicación del Índice ABI**

El Índice Biológico Andino (ABI) se utilizó como herramienta clave para evaluar la calidad del agua en diferentes tramos del río Las Monjas; este índice es adecuado para sistemas fluviales situados en regiones altoandinas, ya que el río Las Monjas presenta altitudes variables, desde aproximadamente 3.145 metros sobre el nivel del mar en sus zonas iniciales, como Las Monjas Bajo, hasta cerca de 1.798 metros en áreas más bajas, como San Antonio de Pichincha, es por ello que, estas diferencias altitudinales permiten aplicar el ABI de manera representativa, capturando las variaciones ecológicas y ambientales del río (Farinango, 2016).

Para su cálculo, se identificaron los macroinvertebrados recolectados en los puntos de muestreo, clasificándolos hasta el nivel de familia. Cada familia recibió una puntuación basada en su sensibilidad o tolerancia a la contaminación. Las familias más sensibles a los cambios ambientales obtuvieron valores altos (cerca de 10), mientras que las más resistentes recibieron valores bajos (aproximadamente 1). Este sistema de puntuación proporciona una visión integral del estado ecológico del río, ya que refleja las condiciones ambientales de cada tramo estudiado (Arellano, 2020).

La suma de las puntuaciones asignadas a las familias permitió obtener un valor total que se comparó con una tabla de categorías predefinidas. Estas categorías, que van desde "muy buena" hasta "pésima", describen la calidad del agua del ecosistema (tabla 1). Este análisis identificó tramos del río que requieren atención prioritaria debido a su deterioro. Finalmente, las tablas utilizadas para las puntuaciones de calidad del agua están incluidas en el anexo 3 de este documento (Romero Gonzáles, 2017).

**Tabla 3.**

*Categoría del estado de un río según puntuaciones del índice ABI.*

<b>Categoría</b>	<b>Puntuación</b>
Muy Bueno	> 96
Bueno	59-96
Moderado	35-58
Malo	14-34
Pésimo	< 14

*Nota.* Tomado de Navarrete, 2020

**4.4.2. Aplicación del índice SVAP (Stream Visual Assessment Protocol)**

La aplicación del protocolo Stream Visual Assessment Protocol (SVAP) permitió evaluar el estado físico del hábitat en los tramos del río Las Monjas, siendo una metodología diseñada para ríos pequeños y medianos que facilita la valoración rápida de las condiciones ecológicas mediante observaciones directas y asignación de puntajes a diferentes parámetros, con el objetivo de identificar áreas críticas que demanden medidas urgentes de conservación o restauración (García y Leticia, 2019).

**4.4.2.1. Selección de los tramos evaluados.**

Los tramos evaluados del río Las Monjas fueron definidos con base en los puntos de muestreo previamente establecidos, seleccionando aquellos que reflejaran diversidad en condiciones físicas y ecológicas como la cobertura vegetal ribereña, áreas expuestas al sol y sectores con signos de erosión o acumulación de sedimentos, priorizando además su accesibilidad y su representatividad de los hábitats presentes en la cuenca (Galindo-Leva et al., 2012).

#### **4.4.2.2. Parámetros evaluados en el campo.**

García y Leticia (2019) mencionan que el protocolo SVAP emplea un conjunto de 15 parámetros que evalúan varios aspectos clave del hábitat fluvial, asignando un puntaje de 1 a 10 para cada uno, este se lo puede ver a detalle en el anexo 4. Los parámetros incluyen:

- A. Calidad visual del agua.
- B. Presencia y acumulación de sedimentos.
- C. Estado y cobertura de la vegetación ribereña.
- D. Sombra proporcionada al cauce.
- E. Existencia de pozas naturales.
- F. Integridad del cauce y sus bordes.
- G. Alteraciones en el flujo hidrológico.
- H. Disponibilidad de refugio para peces y macroinvertebrados.
- I. Estabilidad estructural de las orillas.
- J. Barreras que impidan el movimiento de peces.
- K. Presencia de desechos sólidos, estiércol o restos orgánicos.

Escurra (2017) establece que, cada parámetro fue evaluado por dos personas, quienes realizaron observaciones directas en los tramos seleccionados, asignando los puntajes de manera independiente y posteriormente consolidando los resultados. Este enfoque permitió una valoración confiable y precisa de las condiciones del hábitat.

#### **4.4.2.3. Interpretación de los resultados del índice SVAP.**

En el estudio realizado por Pumasupa Banda et al. (2021) indican que, el puntaje total obtenido tras sumar los valores asignados a los parámetros permitió clasificar los tramos evaluados en categorías de calidad ecológica, que van desde óptima hasta deficiente. Este análisis ayudó a identificar áreas prioritarias para la restauración y aquellas que presentan condiciones favorables para la conservación. Además, los datos recopilados fueron registrados junto con observaciones cualitativas, lo que permitió contextualizar mejor los resultados obtenidos.

Los resultados de esta evaluación se documentaron en anexos, acompañados de fotografías que evidencian las condiciones observadas. Este proceso fue fundamental para generar información útil que respalde las propuestas de manejo y conservación de los recursos hídricos en la cuenca del río Las Monjas.

#### **4.4.3. *Recolección de datos geoespaciales***

La recopilación de información geoespacial se realizó mediante el uso de diversas fuentes, como imágenes satelitales de alta resolución, datos topográficos y registros del catastro urbano del Distrito Metropolitano de Quito; con el apoyo de un GPS, se georreferenciaron los puntos de muestreo, lo que permitió determinar su ubicación exacta dentro de la cuenca y registrar coordenadas de posibles fuentes de contaminación,

incluyendo descargas de aguas residuales y vertederos cercanos al río, integrando esta información en el análisis espacial (Criollo et al., 2015).

#### **4.4.3.1. Identificación de fuentes de contaminación puntuales.**

Utilizando la información georreferenciada junto con observaciones directas en campo, se identificaron sitios específicos que contribuyen a la contaminación del río Las Monjas, destacando descargas de aguas residuales provenientes de zonas urbanas, vertidos industriales localizados y acumulaciones de residuos sólidos cercanas al cauce, los cuales fueron evaluados según su impacto potencial en la calidad del agua y el ecosistema fluvial, priorizando las áreas que requieren acciones inmediatas (Moreno Ibarra, 2008).

#### **4.5. Propuesta de estrategias para la conservación y restauración**

##### **4.5.1. *Identificación de prioridades***

Las prioridades fueron definidas considerando las áreas críticas detectadas en el análisis ambiental, los resultados de las encuestas y las observaciones de campo. Entre las principales acciones propuestas se incluyen la mitigación de fuentes puntuales de contaminación, la reforestación en áreas vulnerables a la erosión, y la sensibilización comunitaria sobre la importancia del cuidado del río (Alvarado y Otero, 2017).

##### **4.7.1.1. Validación con datos obtenidos.**

Las estrategias propuestas se validaron utilizando los datos generados durante la investigación, asegurando que las acciones sean viables y estén respaldadas por evidencia científica y social. Los mapas generados, los resultados de las encuestas y los análisis de calidad del agua fueron integrados para priorizar las intervenciones en las zonas con mayor impacto potencial (Sabogal, 2018). Esta validación permite garantizar que las

estrategias sean efectivas y alineadas con las necesidades de la cuenca y sus comunidades (Posada, 2018).

## CAPÍTULO V

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

## 5.1. Evaluación de la calidad del agua con bioindicadores.

El índice ABI (Andean Biotic Index) es una herramienta utilizada para evaluar la calidad del agua en sistemas fluviales a través de la identificación y clasificación de macroinvertebrados acuáticos. Este índice permite determinar el estado ecológico de un cuerpo de agua mediante la sensibilidad de las comunidades biológicas a factores de contaminación. En el caso del río Las Monjas, su aplicación resultó fundamental para caracterizar los impactos derivados de actividades humanas como descargas de aguas residuales y urbanización. A continuación, se presenta los taxones (Tabla 4) encontrados y las puntuaciones del índice ABI obtenidas en diferentes puntos de muestreo (Tabla 5), su comparación con estudios similares y la interpretación de los resultados obtenidos.

Tabla 4.

*Listado de macroinvertebrados bentónicos registrados en los puntos de estudio*

ORDEN	FAMILIA	P1	P2	P3	P4	P5	P6
<b>GASTEROPODA</b>	Lymnaeidae	5	-	-	-	-	-
<b>HETEROPTERA</b>	Veliidae	-	5	-	-	-	-
	Ptilodactylidae	6	-	-	-	-	2
<b>COLEOPTERA</b>	Dryopidae	-	10	-	-	-	-
	Hydranidae	-	-	-	4	-	-
	Dytiscidae	-	-	-	4	3	-
<b>DIPTERA</b>	Chironomidae	20	36	32	83	79	71
	Syrphidae	-	-	-	-	1	3
	Tipulidae	-	-	2	-	-	-
<b>HEMIPTERA</b>	Veliidae	-	-	-	-	-	-
<b>LEPIDOTERA</b>	Pyralidae	-	-	4	-	-	-
<b>OLIGOCHAETA</b>	No definida	32	48	53	48	64	59
<b>TOTAL</b>		63	99	91	139	147	135

Durante el estudio, se identificaron 7 órdenes y 10 familias de macroinvertebrados acuáticos, con un total de 619 individuos distribuidos en seis estaciones de muestreo. La mayor abundancia se registró en la estación P6 (135 individuos), seguida de P5 (147) y P4 (139). La estación con menor cantidad fue P1 (63), mientras que P2 y P3 contabilizaron 99 y 113 individuos, respectivamente. Estas diferencias podrían estar vinculadas a variaciones en las condiciones ambientales locales, como la calidad del sustrato, la disponibilidad de refugio y la vegetación ribereña, además de posibles fuentes de contaminación. Estudios previos han demostrado que la alteración del hábitat y la contaminación influyen significativamente en la abundancia de macroinvertebrados en ríos urbanos (Gutiérrez et al., 2021).

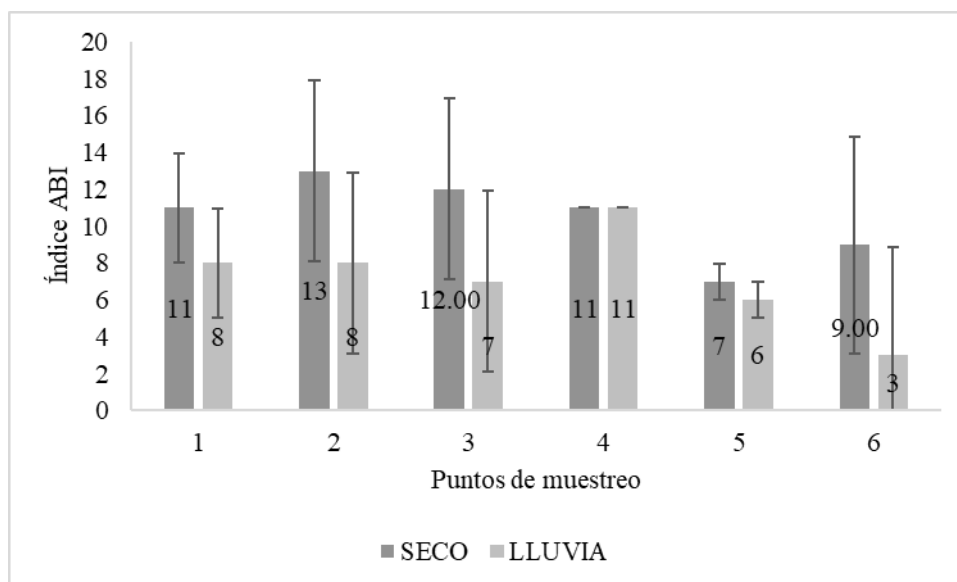
El orden Diptera predominó con 288 individuos, principalmente de la familia Chironomidae (283). Le siguieron Oligochaeta (195 individuos) y Coleoptera (22), distribuidos en las familias Dryopidae (10), Hydrophilidae (4) y Dytiscidae (8). Otros órdenes identificados fueron Heteroptera (8 individuos), Lepidoptera (4) y Gastropoda (5, familia Lymnaeidae). La dominancia de Diptera, particularmente Chironomidae, coincide con lo señalado por Ríos-Touma et al. (2011), quienes los asocian a ambientes con baja calidad de agua, alta carga orgánica y bajos niveles de oxígeno, condiciones comunes en ríos urbanos.

La baja representación de órdenes como Hemiptera (3) y Lepidoptera (4) podría estar relacionada con la pérdida de vegetación ribereña y la acumulación de escombros, lo que afecta la disponibilidad de refugios y alimento. Villada-Bedoya et al. (2022) explican que la ausencia de vegetación limita el ingreso de materia orgánica, perjudicando la diversidad y abundancia de grupos sensibles.

### 5.1.1. Abundancia de Macroinvertebrados

En el río Las Monjas, se cuantificó el número de individuos por familia de macroinvertebrados en las vertientes analizadas, revelando variaciones asociadas a los niveles de contaminación y condiciones locales. Estos resultados destacan el impacto de descargas residuales y erosión, proporcionando datos clave para evaluar la calidad ecológica del río y proponer medidas de conservación (Piñón Flores et al., 2014).

**Figura 2.**  
Valores del índice ABI en las seis estaciones de monitoreo



*Nota.* Valores del índice ABI en las seis estaciones de monitoreo, estimado para época seca y época de lluvia.

Durante el análisis de los resultados del Índice Biológico Andino (ABI), se observó que los valores obtenidos en las seis estaciones de muestreo oscilaron entre 3 y 12 puntos, tanto en la época seca como en la lluviosa. Según la tabla de clasificación, estos valores colocan la calidad del agua en la categoría de "Pésima", lo que indica un estado ecológico crítico en el río Las Monjas. Esta uniformidad en los resultados a lo largo de las estaciones y temporadas sugiere una afectación constante por factores antropogénicos, como descargas

domésticas e industriales, que impactan negativamente la integridad ecológica del ecosistema acuático (Acosta et al., 2009).

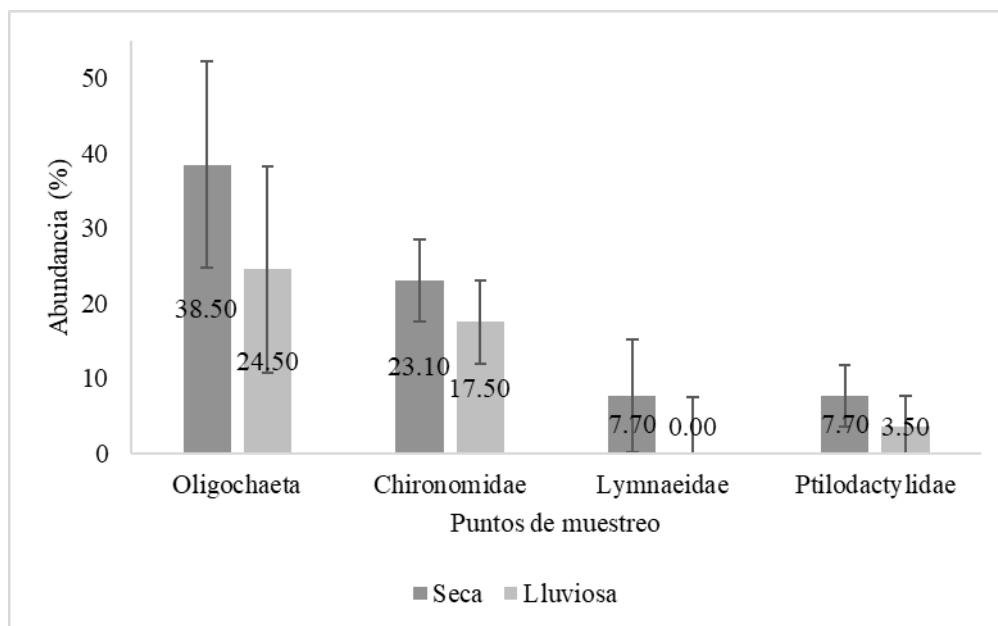
La baja calidad del agua, reflejada en los resultados del índice ABI, puede estar relacionada con la presencia de altos niveles de contaminación orgánica, provenientes de descargas de aguas residuales, y una alteración de las condiciones naturales del hábitat. La dominancia de familias como Chironomidae y Oligochaeta, ampliamente reconocidas por su tolerancia a la contaminación, confirma esta situación. Roldán-Pérez (2016) señala que estas familias prosperan en ambientes con alta carga orgánica y bajos niveles de oxígeno disuelto, condiciones comunes en ecosistemas fluviales severamente impactados.

Aunque en principio podría esperarse una mejora en la calidad del agua durante la época lluviosa debido al efecto de dilución, los valores bajos del índice ABI se mantuvieron en ambas temporadas. Este fenómeno puede explicarse por el incremento de la escorrentía, que transporta materiales orgánicos e inorgánicos desde áreas urbanas y agrícolas hacia el cauce del río. Meneses et al. (2019), reportaron un fenómeno similar en el río Yasipán, donde las lluvias incrementaron el arrastre de sedimentos y nutrientes, perpetuando la baja calidad ecológica del agua.

En cuanto a la comparación entre estaciones, las estaciones P2 y P3 presentaron valores ligeramente superiores dentro del rango de calidad "Pésima", con puntuaciones de 12 y 13, respectivamente. Esto podría estar relacionado con una menor influencia directa de fuentes de contaminación o con condiciones ambientales menos alteradas. En contraste, las estaciones P5 y P6 registraron los valores más bajos (6 y 8 puntos, respectivamente), lo que refleja por su ubicación cercana a fuentes de contaminación directa y áreas con menor cobertura vegetal ribereña.

Estudios previos realizados en los ríos Tota y Bogotá también han reportado una calidad ecológica crítica, con una comunidad de macroinvertebrados dominada por organismos tolerantes y una ausencia significativa de especies sensibles. Salcedo y Yalta (2013) subrayan que esta situación es característica de ríos impactados por actividades humanas, donde las descargas de aguas residuales y la alteración del hábitat limitan la biodiversidad y reducen la capacidad del ecosistema para sostener una comunidad biológica equilibrada.

**Figura 3.**  
*Abundancia de macroinvertebrados en el punto 1*



Los resultados obtenidos en el río Las Monjas muestran variaciones notables en la abundancia de macroinvertebrados entre las épocas seca y lluviosa. Oligochaeta, que representó el 38,5% en la época seca, disminuyó a 24,5% en la lluviosa, lo que indica su capacidad para sobrevivir en ambientes con alta carga orgánica, comunes en ecosistemas impactados por la actividad humana. De manera similar, Chironomidae mostró una reducción en su abundancia, pasando de 23,1% en la estación seca a 17,5% en la lluviosa. Esto podría

estar relacionado con la oxigenación del agua y el aumento de sedimentos en el cauce del río durante la temporada de lluvias.

En otros estudios, como en el río Tárcoles de Costa Rica, también se observó una dominancia de Chironomidae y Oligochaeta, especialmente en la época seca, lo que refleja la adaptación de estas especies a condiciones degradadas del agua (Calderón, Rodríguez, y Rodríguez, 2021). En el caso del río Grande de Argentina, Medina y Paggi (2004) reportaron una mayor abundancia de Chironomidae en tramos no regulados, lo que subraya la adaptabilidad de esta especie a condiciones de baja calidad del agua.

La presencia dominante de Oligochaeta y Chironomidae en el río Las Monjas resalta que el ecosistema fluvial está expuesto a presiones ambientales que favorecen a organismos tolerantes a la contaminación. Según Marchese y Paggi (2004), tanto los oligoquetos como los quironómidos son conocidos por su capacidad para prosperar en hábitats impactados, y su prevalencia es indicativa de un ambiente deteriorado.

Por otro lado, grupos como Lymnaeidae y Prilodactylidae mostraron una baja abundancia en ambos periodos, con valores inferiores al 7,7%. Esta baja presencia podría ser una señal de su menor tolerancia a la contaminación y a la falta de hábitats adecuados para su desarrollo. Investigaciones en el río Gaira, Colombia, muestran que la diversidad de Chironomidae está influenciada por factores ambientales como los gradientes altitudinales, lo que podría explicar variaciones en su distribución en diferentes ríos (Montaño-Campaz et al., 2023).

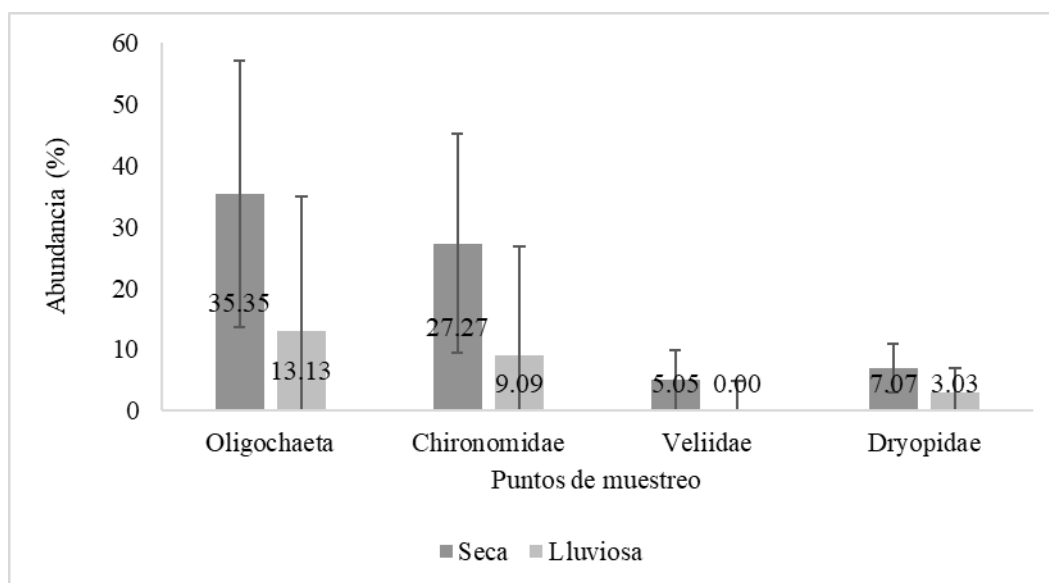
Además, estudios realizados en ríos altoandinos de Bolivia, como los de Moya et al. (2009), han demostrado que la estacionalidad es un factor clave en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados, con notables variaciones entre las épocas seca y lluviosa. Este patrón estacional también fue evidente en el río Las Monjas, donde la

abundancia de diferentes grupos de macroinvertebrados se vio afectada por las condiciones ambientales cambiantes a lo largo del año.

Las variaciones estacionales en la abundancia de macroinvertebrados en el río Las Monjas reflejan la influencia tanto de las condiciones naturales como de las presiones antropogénicas.

**Figura 4.**

*Abundancia de macroinvertebrados por familia del punto 2*

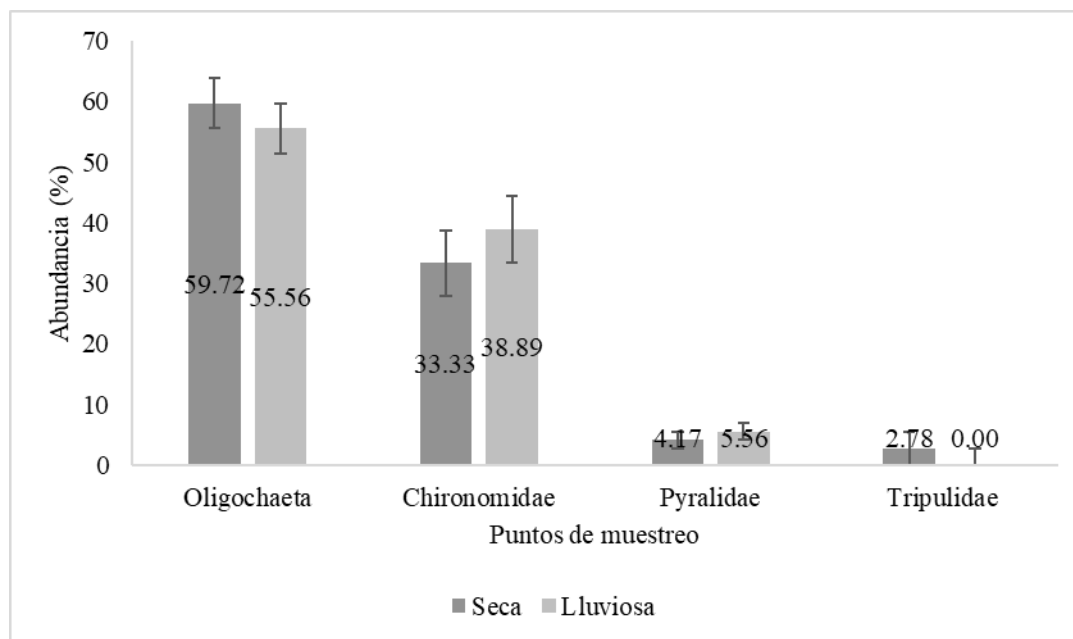


Los resultados obtenidos en el río Las Monjas muestran diferencias estacionales en la abundancia de macroinvertebrados. Oligochaeta, que representó el 35,35% en la época seca, disminuyó a 13,13% en la lluviosa, lo que sugiere su adaptación a condiciones de alta carga orgánica, como reportado por Ferrington (2008), quien señala que Oligochaeta es comúnmente encontrado en ambientes con alta contaminación orgánica. Chironomidae mostró una disminución de 9,09% en la seca a 27,27% en la lluviosa, lo que refleja su capacidad para tolerar variaciones en la calidad del agua, especialmente en lo que respecta a oxigenación y sedimentos, características que son indicativas de contaminación, como se mencionó en estudios de Strayer (2008).

En cuanto a los grupos más sensibles, Veliidae estuvo ausente en la época lluviosa, y Dryopidae disminuyó de 7,07% en la seca a 3,53% en la lluviosa. Este patrón sugiere que son más vulnerables a las alteraciones del hábitat, lo cual ha sido documentado por Harding et al.

(2002), quienes encontraron que estos grupos disminuyen en áreas con alta perturbación ambiental.

**Figura 5.**  
*Abundancia de macroinvertebrados por familia del punto 3*

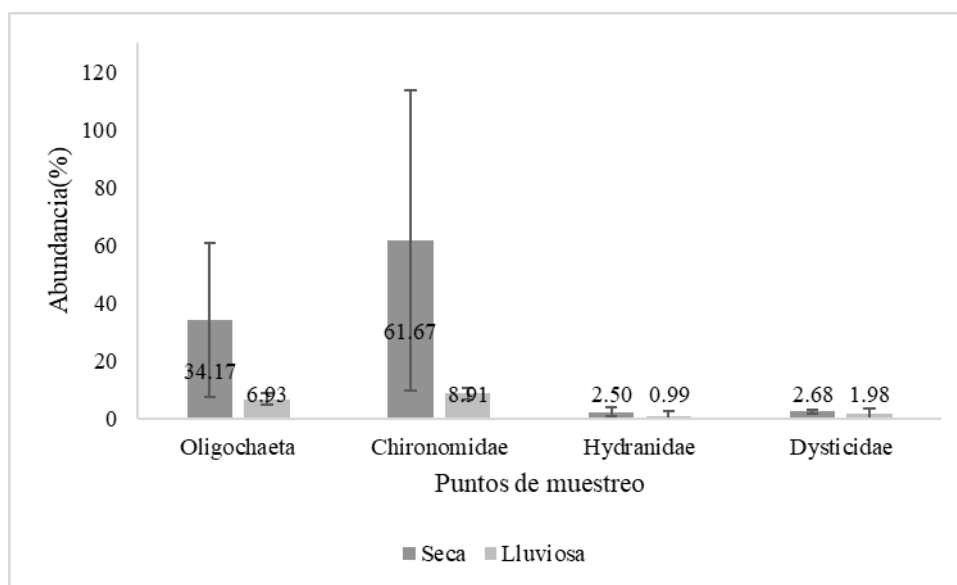


Los resultados obtenidos en el punto 3 del río Las Monjas muestran que Oligochaeta y Chironomidae son los grupos más dominantes, con abundancias de 59,72% y 55,56% en la época seca, respectivamente, y 55,56% y 38,89% en la lluviosa. Este patrón resalta la capacidad de estos grupos para adaptarse a ambientes con alta carga orgánica y baja calidad del agua, características comunes en ecosistemas impactados. Diversos estudios han documentado la tolerancia de Oligochaeta y Chironomidae a condiciones de alta contaminación y bajos niveles de oxígeno disuelto, y ambos grupos son conocidos por ser indicadores biológicos de la calidad del agua en cuerpos de agua contaminados (Canhoto et al., 2016; Wiberg-Larsen, 2018).

Por otro lado, Pyralidae y Tripulidae presentan abundancias considerablemente menores, con valores de 4,17% a 5,56% para Pyralidae y la ausencia de Tripulidae en la época lluviosa. Estas bajas representaciones podrían indicar una mayor sensibilidad de estos grupos

a la alteración del hábitat y la contaminación. La ausencia de Tripulidae en la época lluviosa puede estar relacionada con el arrastre de sedimentos y la alteración de las condiciones ambientales, lo que se ha documentado en otros estudios sobre la vulnerabilidad de estos grupos a las perturbaciones ambientales (Cardoso et al., 2017; Silva et al., 2020).

**Figura 6.**  
*Abundancia de macroinvertebrados en el punto 4*



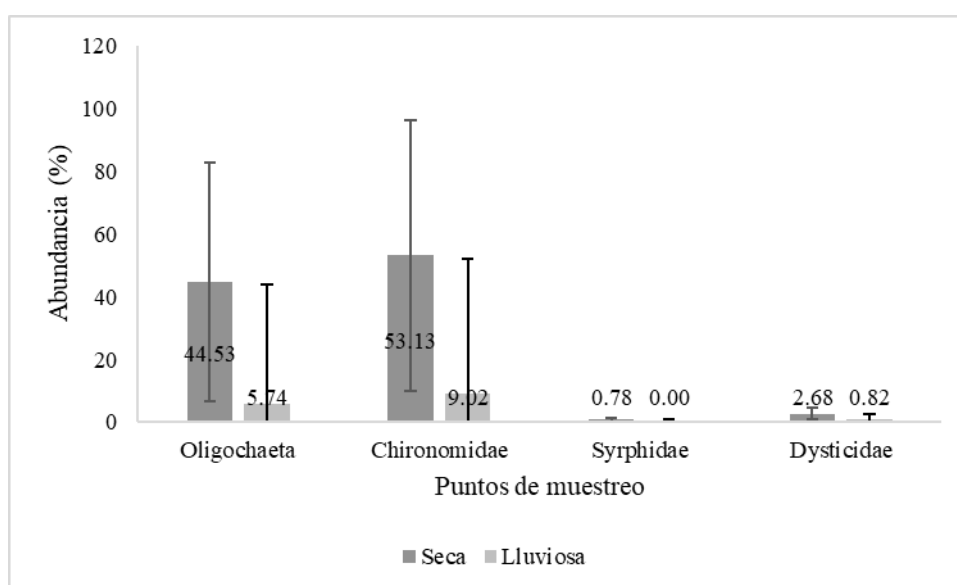
La notable dominancia de Chironomidae durante la época lluviosa (61,67%) en comparación con la seca (8,91%) sugiere una alta tolerancia de estos organismos a condiciones de mayor turbidez y contaminación, características comunes durante los periodos de lluvia. Este patrón es consistente con estudios previos que han señalado que los Chironomidae son indicadores biológicos efectivos de la calidad del agua, ya que su presencia y abundancia reflejan variaciones en las condiciones ecológicas de los hábitats acuáticos (Serra et al., 2017)

Por otro lado, la mayor abundancia de Oligochaeta en la época seca (34,17%), disminuyendo a un 6,93% en la lluviosa, sugiere que estas condiciones no favorecen su desarrollo. Heino et al. (2015) han señalado que los Oligochaeta suelen preferir ambientes con menor alteración hidrológica y menor arrastre de material particulado, siendo más vulnerables a los cambios bruscos del hábitat provocados por el incremento de la escorrentía

En cuanto a Hydridae y Dytiscidae, su representación es baja en ambas épocas, con valores menores al 3%. Esta baja abundancia podría estar asociada a una menor tolerancia a la degradación del hábitat y las alteraciones hidrológicas. Pallarés et al. (2020) han identificado a las especies de Dytiscidae como vulnerables debido a su alta especificidad de hábitat y poblaciones localizadas, lo que las hace sensibles a cambios en la calidad del agua y la estructura del hábitat.

**Figura 7.**

*Abundancia de macroinvertebrados por familia del punto 5*



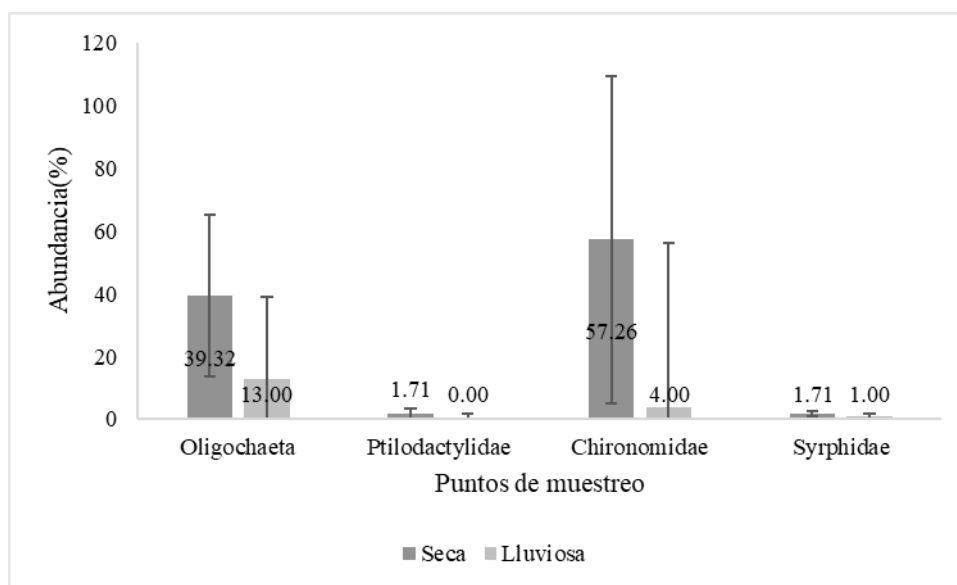
Los resultados destacan la influencia de las condiciones estacionales en los macroinvertebrados. Chironomidae, dominante en la época lluviosa (53,13%), refleja su tolerancia a ambientes con alta turbidez y contaminación, como lo respalda (Marchamalo et al., 2018). Oligochaeta, con mayor abundancia en la época seca (44,53%), evidencia su preferencia por condiciones estables y menos perturbadas, coincidiendo con lo señalado por Varadinova et al. (2022).

Por otro lado, las bajas abundancias de Syrphidae y Dytiscidae, especialmente en la época lluviosa, sugieren una alta sensibilidad a alteraciones ambientales. Tropek et al. (2016)

destacan que Syrphidae es indicador de hábitats conservados, mientras que Atanacković\* et al. (2020) señala que Dytiscidae depende de microhábitats acuáticos poco alterados.

### Figura 8.

*Abundancia de macroinvertebrados por familia del punto 6*



Los resultados del punto 6 destacan la influencia de las condiciones ambientales estacionales en la distribución de macroinvertebrados. Chironomidae, con una abundancia del 57,26% en la época lluviosa y solo un 4,00% en la seca, refleja su capacidad de adaptarse a condiciones adversas, como alta turbidez y contaminación. Serra et al. (2017) señalan que este grupo prospera en ambientes impactados debido a su tolerancia a bajos niveles de oxígeno y a la acumulación de materia orgánica.

En contraste, Oligochaeta, con una representación del 39,32% en la época seca, confirma su preferencia por hábitats estables. Atanacković et al. (2023) destacan que estos organismos dependen de condiciones menos dinámicas y de una mayor disponibilidad de sustratos orgánicos, características propias de los periodos de bajo caudal.

Los grupos Ptilodactylidae y Syrphidae, con valores inferiores al 2%, indican una sensibilidad elevada a las alteraciones del hábitat. La ausencia de Ptilodactylidae en la época

lluviosa puede atribuirse al impacto de los flujos turbulentos en los microhábitats, como señalan Moretto et al. (2013). Por su parte, Syrphidae, con un máximo de 1,71% en la época seca, refleja su afinidad por ecosistemas menos perturbados, según Thompson y Rotheray (2016).

## 5.2. Índice SVAP

La evaluación del ecosistema del río Las Monjas se realizó en seis puntos utilizando el índice SVAP, considerando 15 parámetros clave. Para cada parámetro se realizaron dos valoraciones y se calculó un promedio, obteniendo resultados representativos de las condiciones ambientales en cada punto. Estos datos permiten caracterizar el estado del ecosistema y plantear medidas de conservación.

**Tabla 5.**  
*Índice SVAP por vertientes*

<b>SVAP: Protocolo para la evaluación rápida de ríos y quebradas</b>						
<b>Puntaje Métrico</b>						
<b>Parámetro</b>	<b>Punto 1</b>	<b>Punto2</b>	<b>Punto 3</b>	<b>Punto 4</b>	<b>Punto 5</b>	<b>Punto 6</b>
A	7	7	3	1	1	1
B	7	5	5	3	3	1
C	3	4	7	1	1	1
D	3	3	2	1	1	1
E	3	7	3	3	1	3
F	3	3	7	3	1	3
G	10	7	10	7	7	7
H	7	5	7	3	1	3
I	3	10	3	3	3	3
J	10	10	10	10	10	10
K	10	7	10	3	1	3
L	1	1	1	1	1	1
M	10	7	10	3	3	3
N	10	10	10	1	1	1
O	7	7	7	3	1	1
Suma	94	93	95	46	36	42
Dividido en 15	6,27	6,20	6,33	3,07	2,40	2,80

El análisis realizado utilizando el Índice SVAP en seis puntos de muestreo muestra diferencias significativas en la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos, especialmente entre los puntos iniciales (1, 2 y 3) y finales (4, 5 y 6). Este patrón de deterioro progresivo, asociado a factores como la contaminación, la deforestación y la acumulación de desechos sólidos, es consistente con investigaciones previas. Por ejemplo, Pazos (2021) reportó un empeoramiento de la calidad del agua en ríos cercanos a zonas urbanas debido al vertido de aguas residuales y residuos sólidos. La acumulación de sedimentos en los lechos fluviales, resultado de la deforestación y la actividad humana, tiene efectos perjudiciales en la biodiversidad acuática. Según un estudio publicado en PLOS ONE, los sedimentos depositados en el lecho de los ríos alteran las características ecológicas del hábitat fluvial y empobrecen las comunidades biológicas en todos sus aspectos (Prat et al., 2019).

El impacto de la actividad humana también se ha observado en otras regiones. Se ha señalado que la agricultura y la expansión urbana en la región amazónica contribuyen a altos niveles de nitratos y fosfatos, favoreciendo la eutrofización de los ríos y afectando la calidad del agua (Galindo et al., 2014). Sin embargo, estudios como el de Galeano-Rendón & Mancera-Rodríguez (2018) indican que las zonas menos intervenidas mantienen mejor calidad del agua, subrayando la importancia de la conservación de los ecosistemas acuáticos no alterados.

### **Parámetro A: Apariencia del agua**

Los resultados indican una clara diferencia en la calidad visual del agua entre los puntos evaluados, reflejando el impacto de factores locales sobre la turbidez. La alta claridad en los puntos 1, 2 y 3 (valores de 7) se asocia a áreas con menor influencia antropogénica, lo que coincide con estudios que señalan cómo la vegetación riparia contribuye a la retención de sedimentos y a la estabilidad de las márgenes fluviales (Cumberlidge, 2014). En contraste, los valores bajos de los puntos 4, 5 y 6 (3, 1, 1) evidencian la carga de sedimentos y

contaminantes orgánicos, frecuentemente relacionados con actividades humanas como descargas domésticas y erosión del suelo, como lo reportaron Bendary et al. (2023) al evaluar cuerpos de agua impactados en zonas urbanas y agrícolas.

### **Parámetro B: Sedimentos**

Los resultados muestran una estabilidad del sustrato en los puntos 1 y 2, con valores de 7 y 5, respectivamente, lo que podría estar relacionado con una adecuada cobertura vegetal y un manejo sostenible de las márgenes fluviales. Este patrón es consistente con lo señalado por González-Osorio et al. (2022), quienes destacan el papel de la vegetación riparia en la reducción de la erosión y la estabilización del sustrato. En contraste, los valores críticos en los puntos 4, 5 y 6 (3, 1, 1) indican un proceso avanzado de acumulación de sedimentos, atribuible a la erosión acelerada y la falta de cobertura vegetal en las áreas aledañas. Botero-Álvarez et al. (2020) señalan que la deforestación y las actividades antropogénicas intensifican la pérdida de suelo, aumentando la sedimentación en los cauces y afectando la estabilidad ecológica del sistema fluvial.

### **Parámetro C: Zona ribereña**

Los puntos 1, 2 y 3 presentan valores moderados (3 y 4), indicando la presencia limitada de vegetación ribereña que, aunque parcial, contribuye a mitigar la erosión y la sedimentación, como lo indica Wohl et al. (2015). En contraste, los puntos 4, 5 y 6 (valor 1) reflejan la pérdida total de cobertura vegetal, lo que incrementa la vulnerabilidad del ecosistema a la degradación del suelo y la acumulación de sedimentos, consistente con los hallazgos de Wang et al. (2021), quienes destacan la influencia de la deforestación ribereña en la dinámica sedimentaria y la calidad del agua.

**Parámetro D: Cobertura boscosa**

La cobertura boscosa limitada en los puntos 1, 2 y 3 (valor 3) permite una funcionalidad básica en la retención de sedimentos y filtración de contaminantes. No obstante, su ausencia en los puntos 4, 5 y 6 (valor 1) agrava la erosión y reduce la capacidad del ecosistema para sostener la biodiversidad. Dalu et al. (2019) destacan que la pérdida de vegetación riparia incrementa la sedimentación y afecta negativamente la calidad del agua, mientras que Cordeiro et al. (2020) evidencian que los ecosistemas con baja cobertura boscosa son más vulnerables a procesos de degradación hídrica.

**Parámetro E: Pozas**

Los valores constantes (3) en todos los puntos reflejan la presencia de pozas con condiciones mínimas aceptables, aunque su funcionalidad está en riesgo debido a la contaminación y acumulación de sedimentos en los puntos finales. Wohl y Scott (2017) destacan que los sedimentos acumulados en pozas afectan negativamente la calidad del hábitat al reducir el oxígeno disponible y alterar las condiciones para las especies acuáticas. Asimismo, Fassoni-Andrade y Paiva (2019) indican que, la contaminación difusa puede comprometer los servicios ecosistémicos de estas estructuras, limitando su capacidad para filtrar contaminantes y sostener biodiversidad.

**Parámetro F: Condición del cauce**

La estabilidad del cauce, reflejada en valores uniformes de 3, sugiere un estado estructural aceptable. Sin embargo, la falta de vegetación ribereña y cobertura boscosa podría estar influyendo indirectamente en la calidad del ecosistema fluvial. Según Weissteiner et al. (2013), la ausencia de estabilidad en las áreas ribereñas incrementa la vulnerabilidad del cauce a procesos erosivos y sedimentación. Además, Mwasenga y Mjemah (2023) señalan

que una cobertura ribereña limitada reduce la capacidad del sistema para mitigar impactos externos, afectando la calidad del agua y la biodiversidad.

### **Parámetro G: Alteración hidrológica**

Los valores descendentes en los puntos 1, 2 y 3 (7, 5, 3) indican una alteración hidrológica progresiva, mientras que los puntos 4, 5 y 6 (1) reflejan alteraciones severas asociadas a desvíos o represamientos. Estas intervenciones modifican los flujos naturales y reducen la calidad del ecosistema fluvial, como reportan Mallen-Cooper y Zampatti (2020). agregan que los cambios hidrológicos artificiales afectan la biodiversidad y agravan la degradación del hábitat.

### **Parámetro H: Estabilidad de la orilla**

La estabilidad alta de las orillas en los puntos 1, 2 y 3 (valor 7) reduce el riesgo de erosión, posiblemente debido a condiciones favorables y menor impacto humano. En los puntos 4, 5 y 6 (valor 3), la pérdida de estabilidad está relacionada con la ausencia de vegetación y actividades humanas. Yi et al. (2022) destacan que la deforestación ribereña incrementa la vulnerabilidad de las orillas a procesos erosivos. Asimismo, Cordeiro et al. (2020) reportan que la presión antropogénica altera la estructura del suelo en zonas fluviales, disminuyendo su capacidad para resistir el impacto del flujo hídrico.

### **Parámetro I: Barrera al movimiento de peces**

Los valores constantes de 3 indican una barrera moderada al movimiento de peces, lo que limita parcialmente la conectividad del ecosistema. Sutton et al. (2023) señalan que estas barreras afectan los ciclos reproductivos y el acceso a recursos esenciales, mientras que Jumani et al. (2022) destacan que incluso obstrucciones moderadas reducen la diversidad genética y la resiliencia de las comunidades acuáticas. Esto evidencia que, aunque el sistema

mantenga cierta conectividad, factores como la calidad del agua y la pérdida de hábitats agravan su impacto.

### **Parámetro J: Presión de pesca**

Los valores máximos (10) en todos los puntos reflejan una presión de pesca mínima, indicando que esta actividad no es un factor significativo en la degradación del ecosistema. Este patrón coincide con los hallazgos de Kattel (2022), quien reporta que ecosistemas con baja actividad pesquera suelen mostrar una mayor estabilidad en las comunidades acuáticas. No obstante, Sánchez Torres et al. (2022) sugieren que, aunque la pesca sea limitada, otros factores antropogénicos, como la contaminación y la alteración de hábitats, pueden tener un impacto más relevante en la calidad del ecosistema.

### **Parámetro K: Presencia de desechos sólidos**

Los valores moderados (7) en los puntos 1, 2 y 3 indican una acumulación controlada de desechos sólidos, lo que sugiere un manejo parcial de residuos en estas áreas. En contraste, los valores de 3 en los puntos 4, 5 y 6 reflejan un incremento significativo de basura, afectando negativamente la calidad del agua y la biodiversidad. Según Kaza et al. (2018), la acumulación de residuos sólidos en los sistemas fluviales incrementa la contaminación química y física, reduciendo la funcionalidad del ecosistema. Además, Patra et al. (2021) destacan que la presencia de basura en los ríos puede alterar los hábitats acuáticos y comprometer los procesos ecológicos esenciales.

### **Parámetro L: Refugio para peces**

Los valores de 7 en los puntos 1, 2 y 3 evidencian una disponibilidad aceptable de refugios para peces, lo que favorece la biodiversidad acuática. En contraste, los valores de 3 en los puntos 4, 5 y 6 indican una pérdida significativa de hábitats esenciales. Shao et al. (2019) destacan que la reducción de refugios limita la diversidad y estabilidad de las

comunidades de peces. Asimismo, Jaureguizar et al. (2016) señalan que la degradación del hábitat compromete la capacidad del ecosistema para sostener la fauna acuática frente a presiones externas.

#### **Parámetro M: Refugio para insectos**

Los valores bajos (1) en todos los puntos reflejan una disponibilidad limitada de refugios para insectos, lo que puede estar relacionado con la degradación del hábitat y la falta de vegetación ribereña y acuática. Según Shao et al. (2019) la pérdida de vegetación afecta directamente la disponibilidad de microhábitats esenciales para los insectos acuáticos, comprometiendo su diversidad y funcionalidad dentro del ecosistema.

#### **Parámetro N: Aumento de nutrientes**

Los valores constantes de 10 indican niveles bajos de nutrientes en todos los puntos, descartando un problema significativo de eutrofización en el sistema. Esto sugiere que las actividades humanas en la cuenca tienen un impacto limitado en la carga de nutrientes del agua. Salazar et al. (2018) destacan que sistemas con bajo aporte de nutrientes tienden a mostrar una mayor estabilidad ecológica y menor riesgo de degradación biológica.

#### **Parámetro O: Presencia de estiércol**

La presencia moderada de estiércol en los puntos 1, 2 y 3 (valor 7) podría asociarse con actividades dispersas o de bajo impacto. Sin embargo, los valores bajos en los puntos 4, 5 y 6 (valor 1) indican un aumento considerable, posiblemente relacionado con actividades agrícolas intensivas en áreas cercanas. Según Sánchez Torres et al. (2022), la acumulación de estiércol en zonas fluviales puede incrementar la contaminación orgánica, afectando la calidad del agua y los procesos ecológicos.

### **5.3. Parámetros físico químicos**

Los parámetros fisicoquímicos analizados incluyeron temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto, medidos in situ durante la colecta de macroinvertebrados. Por otro lado, la determinación de nitratos, fosfatos, turbidez y coliformes fecales se realizó en laboratorio, debido a la necesidad de técnicas específicas para su análisis. Estos parámetros fueron seleccionados por su relevancia frente a las actividades antrópicas presentes en el río.

### 5.3.1. Parámetros fisicoquímicos in situ

#### Temperatura

**Tabla 6.**

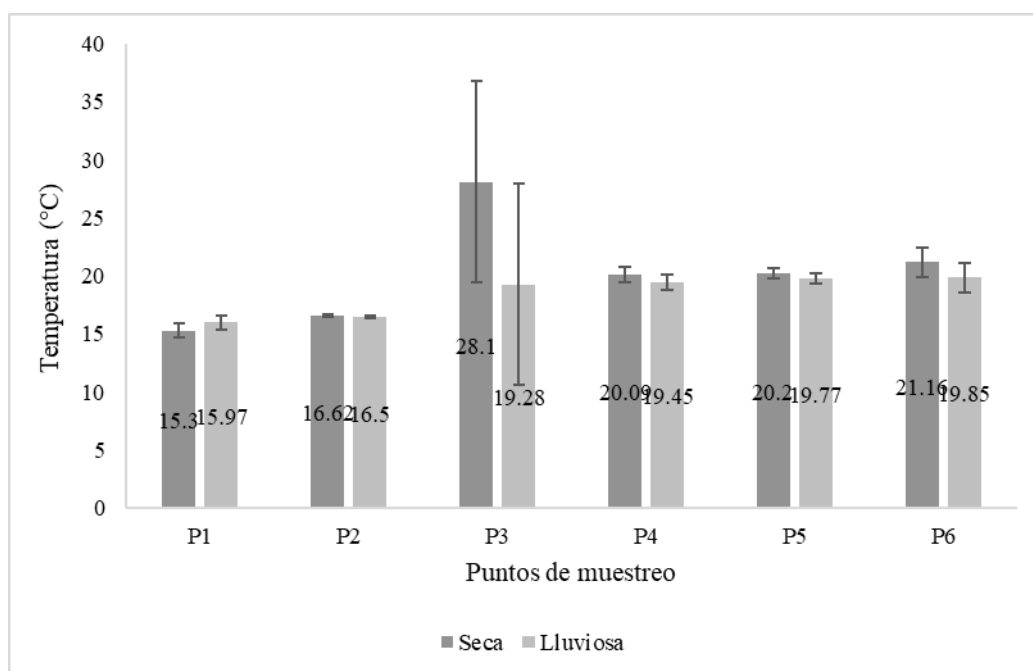
*Temperatura del agua de la zona de estudio en las diferentes épocas*

TEMPERATURA (°C)							
Época	P1	P2	P3	P4	P5	P6	LMP
Seca	15,3	16,62	28,1	20,09	20,2	21,16	>3-
Lluviosa	15,97	16,5	19,28	19,45	19,77	19,85	32>

*Nota.* La siguiente tabla detalla la temperatura del agua. Los datos de esta tabla son comparados con el Límite máximo permisible (LMP) Acuerdo Ministerial 097 Libro VI, Anexo I, tabla 2

**Figura 9.**

*Variación de la temperatura de la zona de estudio en las diferentes épocas*



La temperatura del agua, con valores entre 15,3 °C y 21,16 °C en la época seca y de 15,97 °C a 19,85 °C en la lluviosa, refleja una estabilidad térmica dentro del límite máximo permisible (LMP) según el Acuerdo Ministerial 097. Estas variaciones, aunque ligeras, podrían estar influenciadas por la cobertura vegetal, que regula la exposición al sol y estabiliza la temperatura, como señalan Luque y Rodríguez (2022). Los valores más altos en puntos como P5 y P6 podrían asociarse a actividades humanas cercanas, como la agricultura o la deforestación, que incrementan la escorrentía y reducen la sombra natural, lo que coincide con lo reportado por Rodríguez (2021). Además, la estabilidad entre las épocas seca y lluviosa indica un sistema fluvial funcional, probablemente respaldado por un flujo base adecuado, como destacan Ibaña et al. (2021).

## Oxígeno Disuelto

**Tabla 7.**

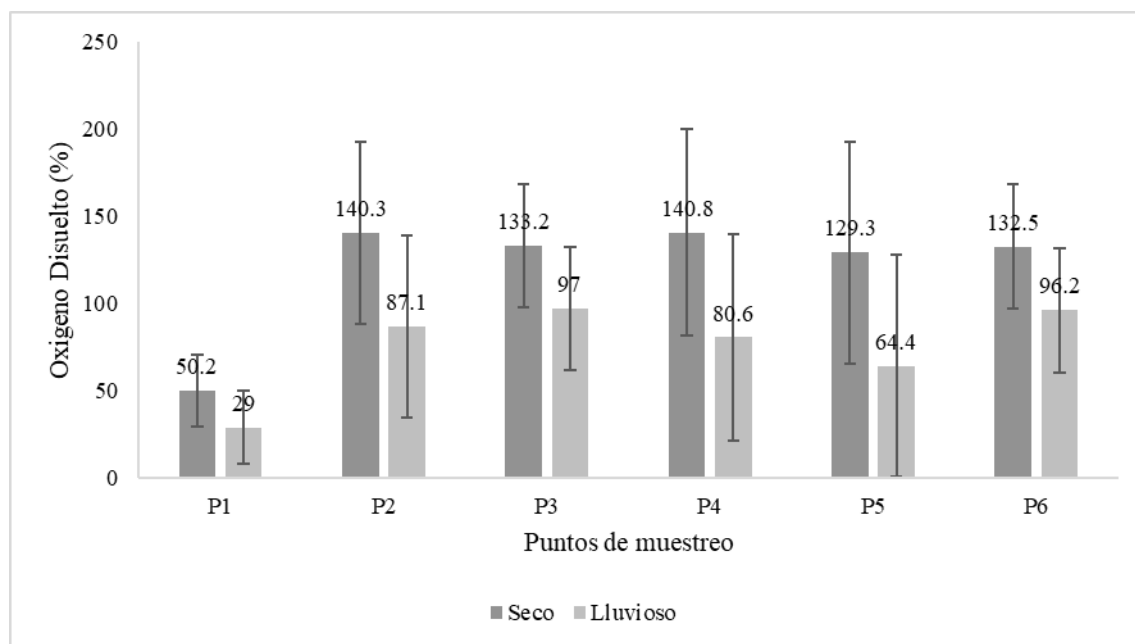
*Porcentaje de Oxígeno Disuelto del agua de la zona de estudio en las diferentes épocas*

OXIGENO DISUELTO (%)							
Época	P1	P2	P3	P4	P5	P6	LMP
Seca	50,2	140,3	133,2	140,8	129,3	132,5	>80
Lluviosa	29	87,1	97	80,6	64,4	96,2	

*Nota.* La siguiente tabla detalla el promedio de % de saturación de las dos repeticiones en los 6 puntos. Los datos de esta tabla son comparados con el Límite máximo permisible (LMP) Acuerdo Ministerial 097 Libro VI, Anexo I, tabla 2.

**Figura 10.**

*Oxígeno disuelto del agua de la zona de estudio en las diferentes épocas*



Los resultados evidencian diferencias notables en los valores de oxígeno disuelto (OD) entre las épocas seca y lluviosa. Durante la época seca, los valores altos (50,2%-140,3%) sugieren una buena capacidad de reoxigenación, especialmente en puntos como P2 (140,3%) y P3 (133,2%), posiblemente debido a la mayor estabilidad del flujo y a procesos de turbulencia que promueven el intercambio gaseoso, como lo describen González-Pinzón et al. (2019). En contraste, en la época lluviosa, los valores más bajos en puntos como P1 (29%) y

P4 (64,4%) indican una afectación por aumento de sedimentos y materia orgánica, que generan condiciones de hipoxia en el agua (Velóz, 2018).

Estas variaciones pueden estar relacionadas con el impacto de las lluvias, que incrementan la carga de contaminantes difusos y alteran el flujo natural del río, disminuyendo la capacidad de oxigenación en ciertos tramos. Además, la ausencia de vegetación ribereña en algunos puntos podría estar agravando la retención de sedimentos y reduciendo la calidad del agua. Según Vera y Pinilla (2020), la vegetación ribereña desempeña un papel clave en la estabilización del sustrato y la reducción de contaminantes, factores esenciales para mantener altos niveles de OD. En general, los resultados reflejan que la época lluviosa presenta un mayor riesgo para la calidad del agua y la biodiversidad acuática, mientras que las condiciones en la época seca son más favorables.

## pH

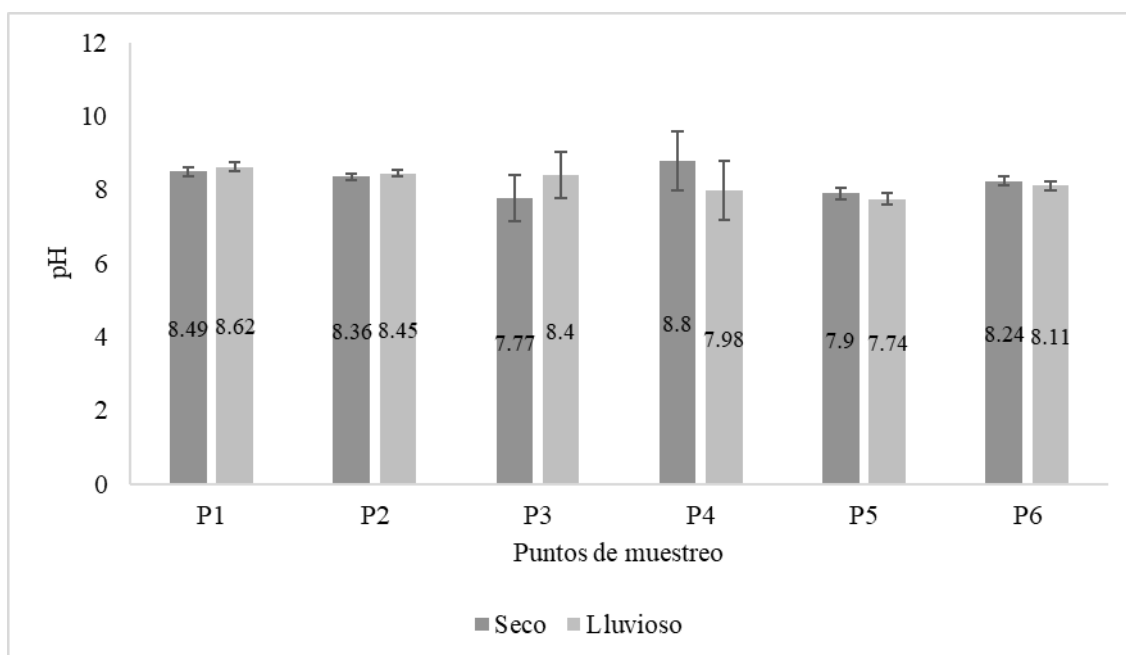
**Tabla 8.**

*pH de agua de la zona de estudio*

Época	P1	P2	P3	P4	P5	P6	LMP
SECA	8,49	8,36	7,77	8,8	7,9	8,24	6,5-9
LLUVIOSA	8,62	8,45	8,4	7,98	7,74	8,11	

*Nota.* La siguiente tabla detalla el promedio de pH de las dos épocas en los 6 puntos. Los datos de esta tabla son comparados con el Límite máximo permisible (LMP) Acuerdo Ministerial 097 Libro VI, Anexo I, tabla 2

**Figura 11.**  
*pH de la zona de estudio en las diferentes épocas*



Los valores de pH registrados muestran ligeras variaciones entre la época seca y lluviosa, con rangos de 8,36 a 8,49 en la época seca y de 8,11 a 8,62 en la época lluviosa. Estos valores, consistentemente alcalinos, están dentro del límite máximo permisible (6,5 - 9) establecido por el Acuerdo Ministerial 097, lo que indica condiciones estables en términos de acidez y alcalinidad del agua.

La alcalinidad uniforme podría estar relacionada con la capacidad amortiguadora del sistema, probablemente influenciada por la presencia de carbonatos y bicarbonatos en el agua, como lo señala Pérez et al. (2021). Además, la ligera disminución del pH en la época lluviosa, especialmente en puntos como P6 (8,11), podría estar asociada con el efecto de la escorrentía que diluye las concentraciones de compuestos alcalinos o introduce fuentes externas de materia orgánica, lo cual coincide con los hallazgos de Valdés y Castillo (2023).

El mantenimiento de valores cercanos al límite superior en todos los puntos sugiere posibles influencias de actividades humanas, como la agricultura o vertidos urbanos, que

pueden aumentar la alcalinidad del sistema. Según Luque y Rodríguez (2022) , este tipo de actividades incrementa los niveles de bases disueltas en los sistemas fluviales, afectando su química natural.

### Conductividad Eléctrica

**Figura 12.**

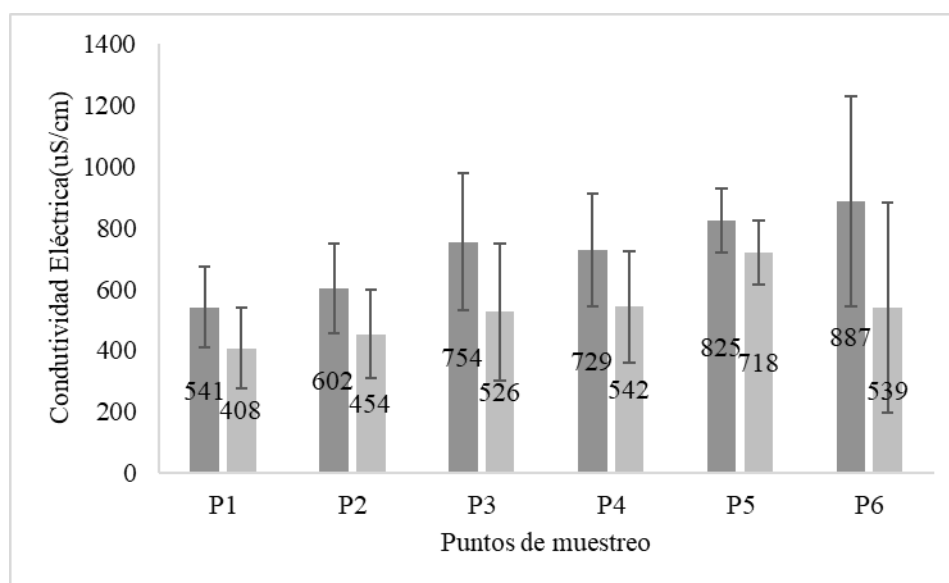
*Conductividad eléctrica de la zona de estudio*

Conductividad Eléctrica(uS/cm)							
Época	P1	P2	P3	P4	P5	P6	LMP
SECA	541	602	754	729	825	887	
LLUVIOSA	408	454	526	542	718	539	

*Nota.* La siguiente tabla detalla el promedio de Conductividad Eléctrica de las dos épocas en los 6 puntos. Los datos de esta tabla son comparados con el Límite máximo permisible (LMP) Acuerdo Ministerial 097 Libro VI, Anexo I, tabla 2

**Figura 13.**

Conductividad eléctrica de la zona de estudio en las diferentes épocas



Los valores de conductividad eléctrica (CE) varían entre la época seca y lluviosa, con un rango de 541-887  $\mu\text{S/cm}$  en la seca y 408-718  $\mu\text{S/cm}$  en la lluviosa. Estas diferencias reflejan una mayor concentración de iones disueltos durante la época seca, posiblemente debido a una menor dilución por el caudal reducido, como señalan Campins et al. (2020) .En contraste, los valores más bajos en la época lluviosa podrían ser resultado del incremento en

el volumen de agua por precipitación, que diluye las concentraciones iónicas, lo cual es consistente con los patrones descritos por Castillo y Huamantínco (2020).

En puntos como P5 y P6, los valores más altos de CE en ambas épocas sugieren un mayor aporte de contaminantes disueltos, probablemente asociados a actividades humanas cercanas, como la agricultura o descargas residuales. Estos resultados coinciden con los hallazgos de Vásquez y Medina (2015), quienes evidencian que los sistemas fluviales con mayor presión antropogénica presentan incrementos en la conductividad debido a la entrada de nutrientes y sales.

A pesar de estas variaciones, los valores en todos los puntos permanecen por debajo del límite máximo permisible (LMP) según el Acuerdo Ministerial 097. Esto indica que, aunque hay evidencias de alteraciones puntuales, la calidad del agua se mantiene dentro de un rango aceptable. Sin embargo, el monitoreo continuo es necesario para evitar que estas tendencias se traduzcan en una degradación más severa del sistema fluvial.

## **Turbidez**

### **Tabla 10.**

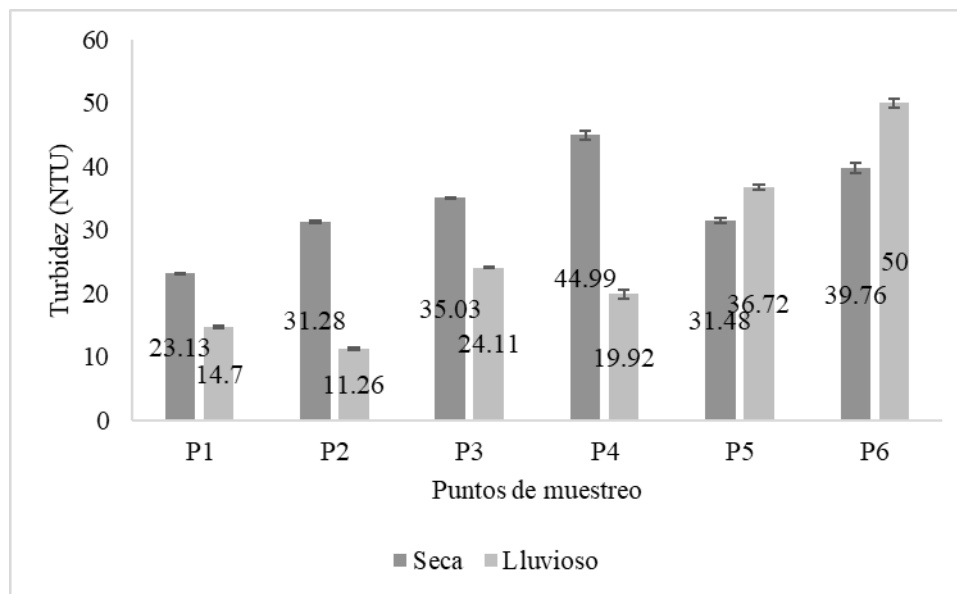
*Turbidez de la zona de estudio*

<b>TURBIDEZ (NTU)</b>							
<b>Época</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	<b>P6</b>	<b>LMP</b>
Seca	23,13	31,28	35,03	44,99	31,48	39,76	0-50
Lluviosa	14,7	11,26	24,11	19,92	36,72	50	

*Nota.* La siguiente tabla detalla el promedio de Turbidez de las dos épocas en los 6 puntos. Los datos de esta tabla son comparados con el Límite máximo permisible (LMP) Acuerdo Ministerial 097 Libro VI, Anexo I, tabla 2

**Figura 14.**

*Turbidez de la zona de estudio en las diferentes épocas*



Los valores de turbidez presentan diferencias notables entre las épocas seca y lluviosa. En la época seca, los valores oscilan entre 23,13 NTU (P1) y 49,14 NTU (P5), mientras que en la época lluviosa fluctúan entre 11,26 NTU (P1) y 35,72 NTU (P5). Durante la época lluviosa, los valores son significativamente más bajos debido al aumento del caudal que diluye los sedimentos suspendidos, como señalan Espinoza et al. (2022) Sin embargo, en puntos como P5 y P6, los valores más altos en ambas épocas reflejan aportes de sedimentos provenientes de actividades humanas cercanas, como la agricultura o deforestación.

A pesar de estas variaciones, los valores de turbidez en algunos puntos como P4, P5 y P6 en la época seca se acercan al límite superior permisible (50 NTU) según el Acuerdo Ministerial 097, lo que podría indicar un aumento en la erosión del suelo y descargas no controladas, coincidiendo con los hallazgos de Valdés y Castillo (2023), quienes destacan que actividades como la construcción y la agricultura intensiva incrementan significativamente los niveles de turbidez en los sistemas fluviales.

Los resultados también evidencian que los puntos iniciales (P1 y P2) presentan niveles relativamente bajos de turbidez en ambas épocas, lo que podría estar relacionado con una mayor cobertura vegetal y una menor intervención humana, lo cual es consistente con lo señalado por Campins et al. (2020) sobre el papel de la vegetación ribereña en la retención de sedimentos.

## Nitratos

**Tabla 11.**

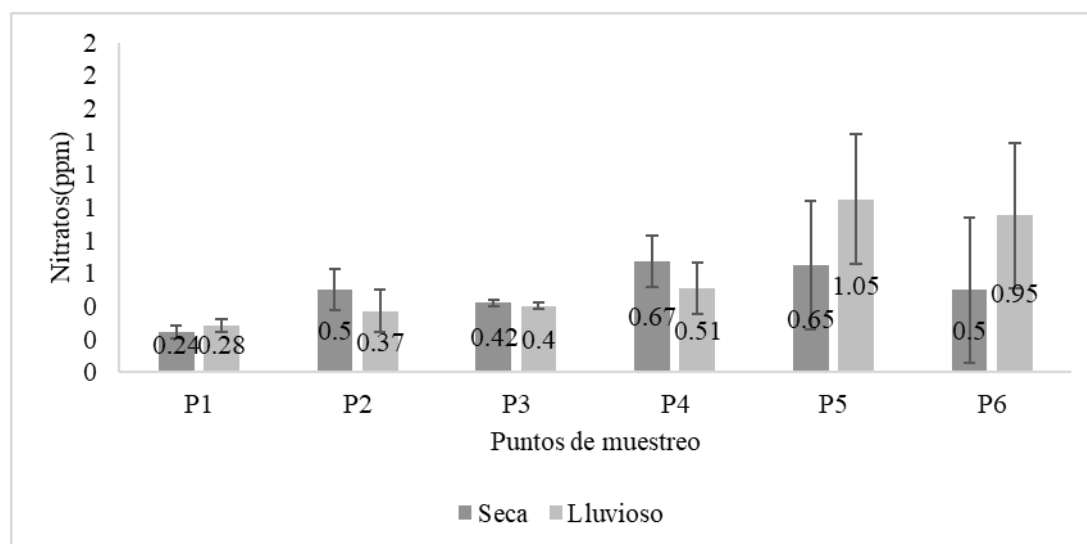
*Nitratos de la zona de estudio*

Nitratos (ppm)							
Época	P1	P2	P3	P4	P5	P6	LMP
Seca	0,24	0,5	0,42	0,67	0,65	0,45	13
Lluviosa	0,28	0,37	0,4	0,51	1,05	0,95	

*Nota.* La siguiente tabla detalla el promedio de Nitratos de las dos épocas en los 6 puntos. Los datos de esta tabla son comparados con el Límite máximo permisible (LMP) Acuerdo Ministerial 097 Libro VI, Anexo I, tabla 2.

**Figura 15**

Nitratos de la zona de estudio en las diferentes épocas



Los valores de nitratos en las muestras oscilan entre 0,24 ppm y 0,65 ppm en la época seca, y entre 0,28 ppm y 1,05 ppm en la época lluviosa, estando muy por debajo del límite máximo permisible de 13 ppm establecido por el Acuerdo Ministerial 097. Esto indica un nivel bajo de contaminación por nitratos, lo cual es consistente con áreas donde las fuentes de

nutrientes son limitadas o donde hay mecanismos naturales que regulan su concentración, como lo señalan Costa (2021).

El leve aumento en la época lluviosa, particularmente en los puntos P5 y P6, podría deberse a la escorrentía agrícola que transporta fertilizantes al sistema fluvial, un fenómeno común en cuencas con actividades agrícolas intensivas, como reporta Espinoza et al. (2022). Además, estos valores más altos en la época lluviosa pueden estar asociados con el transporte de materia orgánica descompuesta desde zonas ribereñas, lo cual coincide con los hallazgos de Benjumea-Hoyos et al. (2023) sobre el impacto estacional en la dinámica de nutrientes.

Aunque los valores son bajos y no representan un riesgo significativo para la calidad del agua, es importante monitorear de manera continua los puntos críticos como P5 y P6, ya que un incremento sostenido podría llevar a procesos de eutrofización, afectando la biodiversidad y la salud del ecosistema fluvial.

## Fosfatos

**Tabla 12**

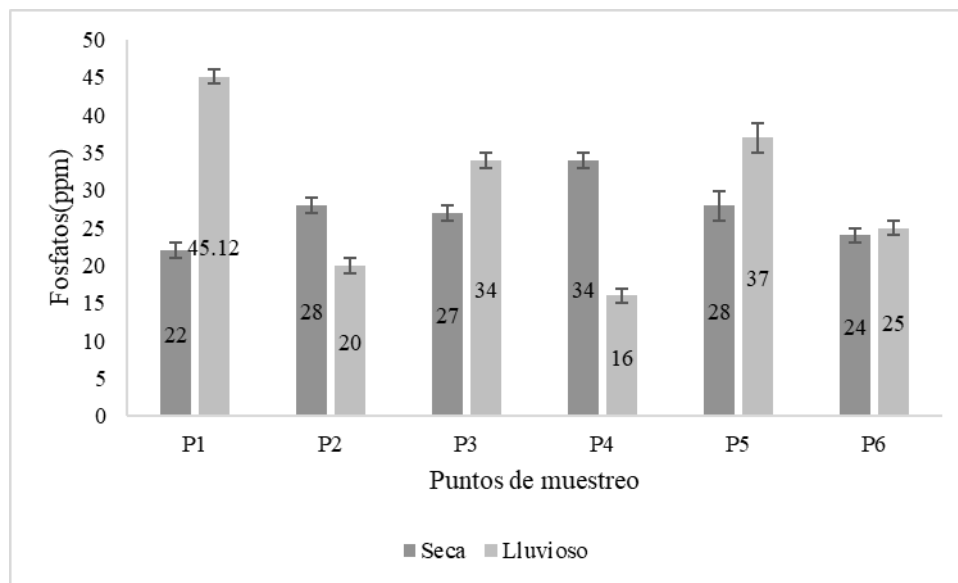
Fosfatos de la zona de estudio en las diferentes épocas

FOSFATOS (mg. L <sup>-1</sup> )							
Época	P1	P2	P3	P4	P5	P6	LMP
Seca	22	28	27	34	28	24	
Lluviosa	45,12	20	34	16	37	25	-

*Nota.* La siguiente tabla detalla el promedio de Fosfatos de las dos épocas en los 6 puntos. Los datos de esta tabla son comparados con el Límite máximo permisible (LMP) Acuerdo Ministerial 097 Libro VI, Anexo I, tabla 2.

**Figura 16**

Fosfatos de la zona de estudio en las diferentes épocas



Los valores de fosfatos varían entre 22 mg/L y 34 mg/L en la época seca y entre 20 mg/L y 45,12 mg/L en la época lluviosa. El incremento observado en la época lluviosa, especialmente en el punto P1 (45,12 mg/L), podría estar asociado con la escorrentía superficial que transporta fertilizantes agrícolas y materia orgánica hacia el sistema fluvial, como destacan Medina y Vásquez (2016) . Este fenómeno es común en cuencas impactadas por actividades agrícolas intensivas y una falta de barreras naturales, como la vegetación ribereña, que ayuden a mitigar el arrastre de nutrientes.

En los puntos P3 y P4, los valores más bajos durante la época seca (16-24 mg/L) sugieren una menor influencia de fuentes externas de fósforo en estas áreas, posiblemente debido a condiciones locales de manejo agrícola o un mayor flujo subterráneo que diluye las concentraciones, en concordancia con lo descrito por Ríos y Puerta (2019).

Aunque no existe un límite máximo permisible específico para fosfatos en el agua, concentraciones elevadas como las registradas en la época lluviosa representan un riesgo significativo de eutrofización, que puede reducir la calidad del agua, aumentar el crecimiento de algas y afectar a la biodiversidad acuática (Espinoza et al., 2022). Esto resalta la necesidad

de implementar prácticas de manejo sostenible, como la restauración de la vegetación ribereña y el control del uso de fertilizantes, para minimizar la entrada de fósforo en el sistema fluvial.

### Coliformes fecales

**Tabla 12**

Coliformes fecales de la zona de estudio

COLIFORMES FECALES							
Época	P1	P2	P3	P4	P5	P6	LMP
Seca	MNP	MNP	MNP	MNP	MNP	MNP	-
	C	C	C	C	C	C	
Lluviosa	MNP	MNP	MNP	MNP	MNP	MNP	-
	C	C	C	C	C	C	

*Nota.* Los datos de esta tabla son comparados con el Límite máximo permisible (LMP) Acuerdo Ministerial 097 Libro VI, Anexo I, tabla 2; MNPC: Muy Numerosas para Contar.

Los resultados indican que la cantidad de coliformes fecales en los puntos analizados es Muy Numerosa Para Contar (MNPC) en ambas épocas, lo que refleja un nivel elevado de contaminación biológica en el agua. Este resultado sugiere la presencia de fuentes significativas de contaminación fecal, probablemente relacionadas con descargas de aguas residuales domésticas sin tratamiento, ganadería intensiva o la escorrentía que transporta material orgánico desde áreas pobladas o agrícolas (Valdés y Castillo, 2023).

La alta carga de coliformes fecales representa un riesgo considerable para la calidad del agua y la salud pública, especialmente si el recurso hídrico es utilizado para consumo humano, riego agrícola o actividades recreativas. Según Inclán et al. (2015), la presencia de coliformes fecales en estas cantidades es un indicador crítico de contaminación fecal reciente y, potencialmente, de la presencia de patógenos como bacterias, virus o protozoarios.

Aunque no se proporcionan valores específicos de límites permisibles, la clasificación de MNPC implica que los niveles exceden ampliamente los estándares internacionales, como los propuestos por la OMS, que establecen un valor máximo de 0-10 UFC/100 mL para aguas

potables. Este escenario evidencia la necesidad de implementar medidas urgentes, como el tratamiento de aguas residuales, la restauración de la vegetación ribereña para filtrar contaminantes y la sensibilización de las comunidades sobre prácticas sostenibles.

#### **5.4. Fuentes principales de contaminación del río**

El río Las Monjas, ubicado al norte de la ciudad de Quito, enfrenta diversos factores de contaminación que afectan tanto su calidad ambiental como su funcionalidad ecológica. Entre las principales fuentes de contaminación identificadas se encuentran las descargas de aguas residuales domésticas e industriales, el vertimiento directo de residuos sólidos al cauce, y las modificaciones estructurales del río causadas por obras de infraestructura. Este panorama se alinea con estudios realizados en ríos urbanos de características similares, donde la combinación de urbanización y actividades antrópicas incrementa la vulnerabilidad de los cuerpos hídricos (Gómez et al., 2021).

Entre las fuentes puntuales de contaminación en el río Las Monjas destacan el colector "El Colegio," ubicado en el sector del Condado, que canaliza aproximadamente 400 metros cúbicos adicionales al flujo natural del río. Este incremento altera las dinámicas hidrológicas al modificar tanto la velocidad como el volumen del caudal, generando erosión del lecho y cambios en los hábitats acuáticos. Situaciones similares han sido documentadas en ríos urbanos como el Rímac en Perú, donde las descargas de colectores urbanos han demostrado afectar significativamente la biodiversidad acuática y la calidad del agua (Rodríguez et al., 2019).

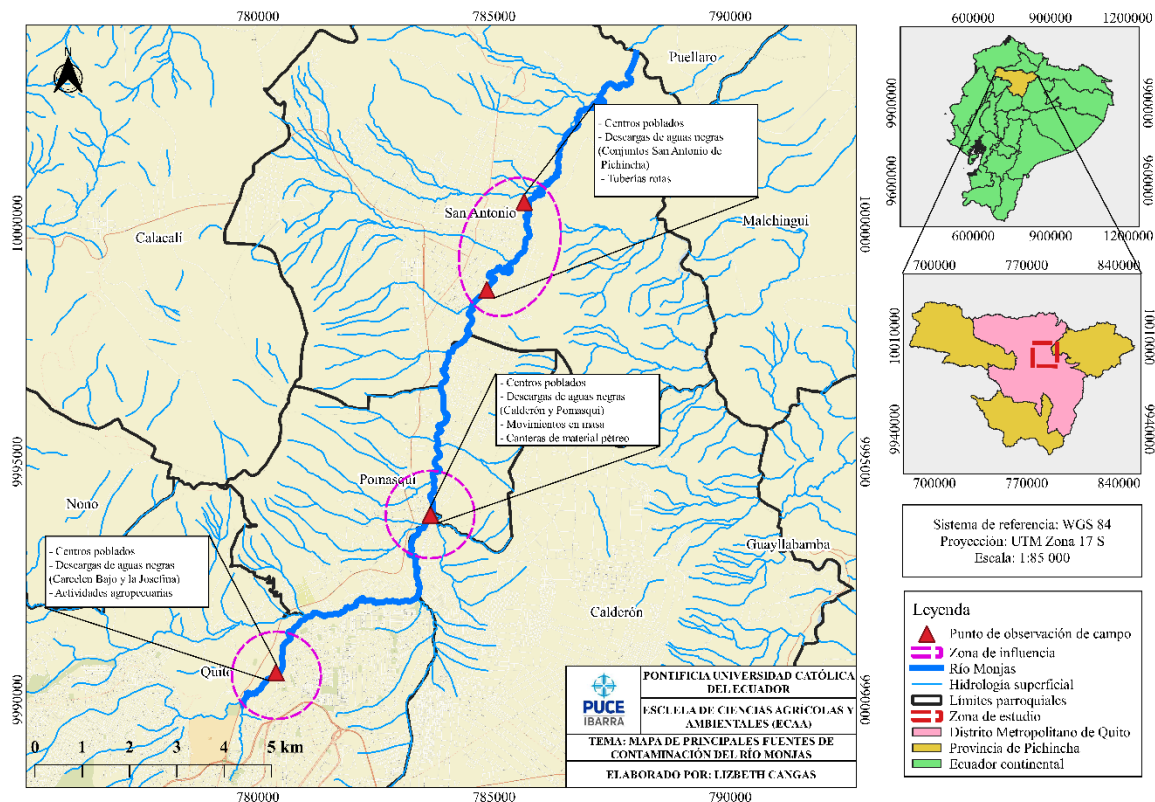
Asimismo, las quebradas que alimentan el río Las Monjas, como la Quebrada Carretas y la Quebrada El Colegio, actúan como canales de transferencia de contaminantes. La informalidad de muchas descargas directas al cauce, provenientes de zonas residenciales y comerciales como San Antonio y el Balneario de San Antonio, contribuyen al aumento de

parámetros críticos como materia orgánica y nutrientes. En otras cuencas urbanas, como el río Bogotá, se ha evidenciado que estas descargas informales incrementan los niveles de nitratos y fosfatos, promoviendo procesos de eutrofización (Martínez, 2020).

Por otro lado, la expansión urbana y la alteración de las quebradas en las zonas norte y sureste de la cuenca han provocado cambios significativos en los patrones de flujo y sedimentación. Estas áreas, que incluyen las quebradas Chintahuaycu, Parcayacu y Habas Corral, constituyen zonas críticas donde las actividades humanas han intensificado los problemas de erosión y pérdida de cobertura vegetal. Estas modificaciones tienen un impacto directo sobre la capacidad del río para autorregularse, un fenómeno también identificado en cuencas urbanas como la del río Mapocho en Chile, donde la urbanización ha reducido la capacidad de carga de los cauces (Pérez et al., 2022).

La interacción de factores como descargas puntuales, contaminación difusa y alteraciones estructurales del río Las Monjas resalta la complejidad de los desafíos asociados a su gestión. Estudios comparativos enfatizan la necesidad de estrategias integrales de manejo que combinen monitoreo constante, restauración de ecosistemas ribereños y la implementación de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales. La protección de esta cuenca no solo es fundamental para preservar la calidad del recurso hídrico, sino también para garantizar la resiliencia de los ecosistemas asociados y la sostenibilidad de las comunidades aledañas.

**Figura 17.**  
Puntos de contaminación del Río Las Monjas



*Nota.* Mapa de los puntos de contaminación del río Las Monjas

## 5.5. Medidas para la restauración y conservación del Recurso Hídrico Las Monjas

El río Las Monjas enfrenta un deterioro ambiental significativo debido a actividades humanas como la urbanización, los vertidos de aguas residuales y la deforestación. En este contexto, se presentan estrategias técnicas alineadas con el objetivo de evaluar la calidad del agua utilizando bioindicadores y proponer medidas de conservación y restauración.

### Control de Descargas de Aguas Residuales

Reducir la contaminación de origen doméstico e industrial es esencial para mejorar la calidad del agua del río Las Monjas. Las acciones prioritarias incluyen:

- **Sistemas de tratamiento de aguas residuales:** Instalación de plantas con tecnologías como humedales artificiales y sistemas biológicos para la remoción de contaminantes.

- **Pretratamientos industriales:** Implementación de sistemas que eliminen grasas, metales pesados y compuestos orgánicos antes de su vertido.
- **Monitoreo continuo y cumplimiento normativo:** Establecer sistemas de monitoreo de calidad del agua y sancionar incumplimientos normativos para garantizar un control efectivo.

### **Restauración de la Vegetación Ribereña**

La recuperación de las zonas ribereñas es fundamental para la estabilización de los suelos y la mejora de la calidad ecológica. Las medidas incluyen:

- **Reforestación con especies nativas:** Promover la plantación de especies como *Ocotea floribunda*, *O. floccifera*, *Ficus gomelleira*, *el Cholán (Tecoma stands)*, *la guaba (Inga insignis)*, *melaleuca armillaris* para estabilizar las márgenes del río y controlar la erosión.
- **Zonas de amortiguamiento:** Establecer corredores ecológicos que conecten fragmentos de hábitat y mejoren la biodiversidad.
- **Eliminación de especies invasoras:** Identificar y erradicar especies introducidas como *eucalyptus* que dificulten la regeneración de la vegetación autóctona.

### **Gestión de Residuos Sólidos**

La acumulación de residuos sólidos en el cauce afecta significativamente la calidad del agua y el entorno fluvial. Se proponen:

- **Campañas comunitarias de limpieza:** Realizar jornadas periódicas para la recolección de residuos sólidos en el cauce y las riberas.

- **Infraestructura de recolección diferenciada:** Implementar sistemas de separación de residuos en las comunidades cercanas al río.
- **Programas de educación ambiental:** Sensibilizar a la población sobre los impactos de la contaminación por desechos sólidos.

### **Regulación de Actividades Agropecuarias**

Las actividades agrícolas y ganaderas cercanas al río son fuentes de contaminación por nutrientes y sedimentos. Para mitigar estos impactos se plantea:

- **Barreras vegetales:** Establecer franjas de vegetación entre las áreas productivas y el río para reducir la escorrentía de sedimentos y nutrientes.
- **Uso racional de fertilizantes:** Capacitar a los agricultores en el manejo técnico de fertilizantes para evitar su impacto en la calidad del agua.
- **Gestión de desechos orgánicos:** Fomentar el uso de biodigestores para tratar residuos ganaderos y generar biogás como subproducto.

### **Restauración del Hábitat Fluvial**

La recuperación del hábitat del río Las Monjas contribuirá directamente a la mejora de su calidad ecológica. Las acciones incluyen:

- **Estabilización del cauce:** Uso de técnicas de bioingeniería, como gaviones y estructuras vegetales, para prevenir la erosión.
- **Optimización del flujo hidrológico:** Implementar estructuras de regulación para reducir impactos de eventos extremos.

***Cajas de retención o estanques de detención:*** Estructuras que almacenan agua durante lluvias intensas y la liberan gradualmente, reduciendo inundaciones y mejorando la calidad del agua al permitir la sedimentación de sólidos.

Reforestación y restauración de cuencas: la plantación de vegetación en riberas y áreas altas reduce la erosión, mejora la infiltración y regula el flujo hídrico, beneficiando tanto al ecosistema como a las comunidades.

***Canales de alivio:*** Canales secundarios que desvían el exceso de agua del cauce principal, previniendo desbordamientos e inundaciones en zonas críticas durante lluvias intensas.

***Sistemas de drenaje sostenible (SuDS):*** Soluciones como jardines de lluvia y pavimentos permeables permiten la infiltración del agua de lluvia, reduciendo escorrentías y promoviendo la recarga de acuíferos.

***Defensas ribereñas con vegetación:*** la vegetación estabiliza las riberas y reduce la erosión, mientras que estructuras simples como gaviones protegen el cauce de caudales extremos.

## **Monitoreo Ambiental**

El monitoreo constante es clave para evaluar la efectividad de las medidas implementadas. Se sugiere:

- **Uso de bioindicadores:** Emplear índices como el ABI y el SVAP para evaluar la calidad ecológica del río.
- **Tecnología geoespacial:** Aplicar SIG y drones para identificar zonas críticas y monitorear cambios.

- **Estaciones de monitoreo automatizadas:** Instalar sensores in situ para registrar parámetros fisicoquímicos en tiempo real.

### **Promoción de Infraestructura Verde**

La infraestructura verde es esencial para mitigar los impactos de la urbanización y mejorar la calidad del agua. Las medidas propuestas son:

- **Humedales artificiales:** Filtrar nutrientes y contaminantes antes de su llegada al río.
- **Drenajes sostenibles:** Implementar jardines de lluvia y pavimentos permeables para reducir la escorrentía.
- **Captación de agua de lluvia:** Promover sistemas de almacenamiento en áreas residenciales para disminuir la presión sobre el río.

### **Educación y Participación Comunitaria**

El involucramiento de las comunidades locales es esencial para el éxito de las estrategias propuestas. Se recomienda:

- **Campañas de sensibilización:** Resaltar la importancia del río Las Monjas como recurso estratégico para el desarrollo sostenible.
- **Capacitaciones y talleres:** Organizar programas educativos para sensibilizar a la comunidad sobre la importancia de preservar los recursos hídricos y minimizar las fuentes de contaminación.
- **Participación activa:** Fomentar la integración de las comunidades en actividades prácticas, como jornadas de limpieza de ríos, monitoreo ciudadano de la calidad del agua y proyectos de reforestación.

- **Educación ambiental en escuelas:** Implementar programas en instituciones educativas para enseñar a los niños y jóvenes sobre el cuidado del agua y los ecosistemas, promoviendo hábitos responsables desde edades tempranas.
- **Comunicación efectiva:** Diseñar campañas de concienciación utilizando medios accesibles para la comunidad, como redes sociales, carteles informativos y reuniones vecinales.
- **Liderazgo comunitario:** Capacitar líderes locales en escuelas que puedan motivar y guiar a los moradores a ser guardianes del río.
- **Colaboración interinstitucional:** Crear espacios de diálogo entre los habitantes locales, autoridades y organizaciones ambientales para asegurar que las propuestas sean viables y sostenibles.

## CAPÍTULO VI

### CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

#### Conclusiones

- La evaluación de la calidad del agua del río Monjas mediante macroinvertebrados como bioindicadores evidenció un estado ecológico crítico. Los valores del Índice Biológico Andino (ABI) indicaron que la calidad del agua es "pésima" en todos los puntos de muestreo, lo que sugiere una contaminación constante atribuida a descargas de aguas residuales, erosión de riberas y alteración del hábitat. La dominancia de organismos tolerantes a la contaminación, como Chironomidae y Oligochaeta, confirma la degradación del ecosistema fluvial.
- El análisis de fuentes de contaminación mediante SIG permitió identificar zonas prioritarias para la restauración. La integración de datos geoespaciales mostró que las principales fuentes de contaminación del río Monjas provienen de descargas urbanas e industriales sin tratamiento adecuado, así como de la escorrentía superficial que transporta residuos y nutrientes. Estas fuentes afectan significativamente la biodiversidad acuática y la calidad del agua, resaltando la necesidad de una gestión ambiental integral.
- Los parámetros fisicoquímicos corroboraron la afectación del río Monjas por contaminación orgánica y eutrofización. Mediciones de pH, oxígeno disuelto, nitratos y fosfatos revelaron condiciones desfavorables para la vida acuática. La disminución del oxígeno disuelto y el aumento de nutrientes sugieren que el cuerpo de agua está sometido a un fuerte impacto antrópico, agravado por la acumulación de materia orgánica y la falta de mecanismos naturales de autodepuración.

- La metodología aplicada confirma la efectividad de los bioindicadores en la evaluación de la calidad del agua. El uso de macroinvertebrados permitió detectar impactos ambientales que los análisis fisicoquímicos por sí solos no habrían evidenciado. Esto demuestra la importancia de complementar ambas herramientas para obtener un diagnóstico más preciso de la calidad del agua y del estado del ecosistema acuático.
- Las estrategias de conservación y restauración deben enfocarse en la reducción de fuentes de contaminación y en la recuperación del hábitat fluvial. La implementación de medidas como el fortalecimiento de normativas ambientales, el tratamiento de aguas residuales, la reforestación de riberas y la concienciación comunitaria es esencial para mitigar la degradación del río Monjas. La adopción de un enfoque integral garantizaría la sostenibilidad del recurso hídrico y la recuperación de su biodiversidad.

### **Recomendaciones**

- Monitorear de manera continua la calidad del agua del río Las Monjas, incorporando índices biológicos y herramientas tecnológicas como drones y SIG para evaluar el impacto ambiental y la efectividad de las medidas de restauración.
- Implementar sistemas de tratamiento de aguas residuales que integren tecnologías como humedales de flujo superficial y sistemas biológicos, para reducir la carga contaminante proveniente de fuentes domésticas e industriales.
- Promover la reforestación de las zonas ribereñas con especies nativas como *Ricinus communis*, *Vachellia macracantha*, *Melaleuca armillaris*, *Inga insignis* creando zonas

de amortiguamiento que estabilicen el suelo, reduzcan la erosión y mejoren la calidad del hábitat.

- Establecer campañas de educación y sensibilización comunitaria sobre la importancia de la protección del río Las Monjas, fomentando prácticas sostenibles y una adecuada gestión de residuos sólidos.
- Diseñar estrategias de manejo sostenible para las actividades agropecuarias cercanas al río, incluyendo barreras vegetales, uso racional de fertilizantes y biodigestores para tratar residuos orgánicos.
- Fortalecer la regulación ambiental mediante la aplicación de sanciones por incumplimiento normativo, e incentivar la participación activa de las comunidades locales y las autoridades en la vigilancia ambiental y conservación del recurso hídrico.

## CAPÍTULO VII

### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Acosta, R., Ríos-Touma, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35-64. Recuperado de <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/limnetica/article/view/15791>
2. Agrawal, K. K., Panda, C., y Bhuyan, M. K. (2021). Impact of urbanization on water quality. En *Current Advances in Mechanical Engineering: Select Proceedings of ICRAMERD 2020* (pp. 665-673). Springer Singapore.
3. Apac Jesus, J. S. (2019). Técnica de prevención y control de erosión en la ribera del Río San Fernando tramo Huancayo-Junín 2019.
4. Arellano, M. (2020). CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA Y COMPOSICIÓN DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS EN CUERPOS DE AGUA DE COTACACHI PARA DISEÑAR PLANES DE BIOMONITOREO Y GESTIÓN. In Universidad Tecnológica Indoamérica (Vol. 21, Issue 1).
5. Ariza Restrepo, J. L., Rodriguez Diaz, Y. J., y Onate Barraza, H. C. (2023). Water quality indices (WQI) and contamination indices (WPI) a bibliographic review. *Tecnura*, 27(77), 121-140.
6. Asueta, R., Súnico, A., Martín, J. P., y Sierpe, C. (2019). Uso de indicadores bióticos basados en macroinvertebrados bentónicos para la determinación de calidad ambiental en la cuenca superior del río Gallegos, Santa Cruz. *Informe Científico Técnico UNPA*, 11(1), 106-126.
7. Atanacković\*, A. D., Zorić, K. S., Tomović, J. M., Vasiljević, B. žica M., & Paunović, M. M. (2020). Distributional patterns of aquatic Oligochaeta communities

- (Annelida: Clitellata) in running waters in Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 72(3). <https://doi.org/10.2298/ABS200303030A>
8. Atanacković, A., Popović, N., Marinković, N., Tomović, J., Đuknić, J., Stanković, J., & Paunović, M. (2023). Effects of Environmental Factors on the Distribution and Diversity of Aquatic Oligochaetes. *Water (Switzerland)*, 15(22). <https://doi.org/10.3390/w15223873>
  9. Aysabucha, D. R. C., Ayala, S. M. R., Cáceres, O. S. B., Almachi, M. M. C., Villalta, G. N. D., Taipicaña, J. D. L., ... & Ayala, M. R. (2024). Determination of the WQI Index to Evaluate the Water Quality of the Monjas River located in Quito. *INGENIO*, 7(2), 44- 58
  10. Baquerizo, M., Acuña, M., & Solis-Castro, M. (2019). Contamination of river: case Guayas river and its affluent. *Manglar*, 16(1). <https://doi.org/10.17268/manglar.2019.009>
  11. Bendary, R. E., Ibrahim, S. M., Goher, M. E., Elsaied, H. E., El Shabrawy, G. M., El Mordy, M. A., & Khalil, M. T. (2023). Taxonomic and functional structure of macrobenthic invertebrate communities and their response to environmental variables along the subbranches of the Nile River (rayahs), Egypt. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(11). <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24140-z>
  12. Bendezu, M. A. B., & Hernández, C. V. B. (2021). Efecto de los parámetros fisicoquímicos y biológicos sobre la calidad del agua del río pisco. *South Florida Journal of Development*, 2(4). <https://doi.org/10.46932/sfjdv2n4-049>
  13. Benjumea-Hoyos, C. A., Carmona Ramírez, A., & Castro Martínez, A. (2023). Calidad fisicoquímica y microbiológica de los ríos asociados a un embalse tropical de montaña en el periodo 2010-2018 (ríos Nare, Nusito y San Lorenzo). *Revista Lasallista de Investigación*, 20(1). <https://doi.org/10.22507/rli.v20n1a7>

14. Bermeo Panjon, J. J. (2023). Evaluación de la calidad de agua del río Wuapula mediante el índice de calidad (ica-nsf) y macroinvertebrados sector Santa Rosa, Macas-Ecuador, 2022.
15. Bermúdez-Medranda, A. E., Vélez, R. P. P., Farías, L. C., y Lodeiros, C. (2022). Índices de contaminación bacteriana en la ostra *Crassostrea cf. corteziensis* procedente de Portovelo, estuario Río Chone, Manabí, Ecuador. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 38, 463-471.
16. Botero-Álvarez, C., Montoya-Moreno, Y., Aguirre-Ramírez, N. J., Vélez-Macías, F. de J., & Hernández-Atilano, E. (2020). Vegetación acuática y semiacuática en tres ríos altoandinos y su relación con la fisicoquímica del agua. *Revista Politécnica*, 16(31). <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v16n31a10>
17. Bustamante Mejía, Y. (2021). Evaluación de la calidad del agua utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos en el río Yanayacu, Chota-Cajamarca 2019.
18. Buti, C. I., Cancino, F., Ferullo, S., y Gamundi, C. (2015). Diversidad y evaluación toxicológica de peces como indicadores de contaminación por mercurio, plomo, cadmio, cobre y arsénico, provincia de Tucumán, República Argentina.
19. Calderón, M., Rodríguez, J., & Rodríguez, M. (2021). Calidad fisicoquímica y microbiológica del agua superficial del río Grande de Tárcoles, Costa Rica: un enfoque ecológico. *Revista de Biología Tropical*, 69(1), 1-14. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i1.42647>
20. Campins, M., Rampi, M. G., Cuestas, N. R., & Maggiore, M. A. (2020). Determinación de Parámetros Fisicoquímicos y Aplicación del Índice de Calidad NSF en Los Arroyos La Totorá y La Carolina del Partido de Gral. Alvarado, Prov. de

- Buenos Aires, Argentina. Revista Tecnología y Ciencia, 38.  
<https://doi.org/10.33414/rtyc.38.127-141.2020>
21. Canhoto, C., Sabater, S., & Encalada, A. C. (2016). *Macroinvertebrates as bioindicators of water quality in rivers and streams. Ecohydrology & Hydrobiology*, 16(3), 179-191. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2015.10.004>
  22. Cano Ríos, S. (2017). *Diseño de unidad didáctica para la enseñanza de los conceptos de masa, volumen y temperatura a través de la Teoría de la Formación por Etapas de las Acciones Mentales* (Doctoral dissertation).
  23. Cardoso, F. D., Silva, M. R., & Barbosa, J. M. (2017). *Impact of pollution on the diversity of benthic macroinvertebrates in freshwater ecosystems. Environmental Pollution*, 228, 243-251. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.048>
  24. Ceballos Peñafiel, K. N., y Quishpe Guanoluisa, M. A. (2018). Determinación de la calidad del agua mediante bioindicadores, análisis físico-químico y provincia de Pichincha, periodo 2018. (Tesis de licenciatura, Universidad Técnica de Cotopaxi).
  25. Chacón Ramos, E. (2022). Utilización de macroinvertebrados en el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos. Revisión Sistemática 2022.
  26. Chaves-Villalobos, A., López-Hernández, J., y Vargas-Rodríguez, L. (2023). Evaluación de la contaminación en la microcuenca del río Ocloro mediante la metodología POSH. *Revista Latinoamericana de Medio Ambiente y Contaminación*, 8(1), 45-58.
  27. Coello, X., & Galárraga, R. (2002). METODOLOGÍAS PARA EL ANÁLISIS DE LA VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS EN MEDIOS URBANOS, EL CASO DE QUITO, ECUADOR. Groundwater and Human Development.
  28. Comunidad Andina. (2010). Recuperación de los Ríos Machángara y Monjas. Catálogo Virtual Subregional.

29. Cordeiro, G. G., Vasconcelos, V., Salemi, L. F., & Nardoto, G. B. (2020). Factors affecting the effectiveness of riparian buffers in retaining sediment: an isotopic approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(11).  
<https://doi.org/10.1007/s10661-020-08705-4>
30. Cordero Ledergerber, P. A. (2015). Calidad del agua para los ríos alto andinos, mediante indicadores biológicos.
31. Córdoba-Ariza, G., Rincón-Palau, K., y González-Trujillo, J. D. (2020). Variación espacio-temporal de macroinvertebrados acuáticos en la Lindosa, Guayana colombiana. *Revista de Biología Tropical*, 68(2), 452-465.
32. Costa, C. (2021). Evaluación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de la calidad del agua de efluentes del Río Chillón durante los meses de Enero a Junio del 2019. Universidad Ricardo Palma.
33. Criollo, A. T., Román, A., & Fernández, M. (2015). Propuesta metodológica para el manejo de poblaciones caninas usando tecnologías geoespaciales. In *Revista CIENCIA* (Vol. 17).
34. Cumberlidge, N. (2014). Freshwater decapod conservation: Recent progress and future challenges. In *Crustaceana Monographs* (Vol. 19).  
[https://doi.org/10.1163/9789004207615\\_005](https://doi.org/10.1163/9789004207615_005)
35. Cunha, D. G., Grull, D., Damato, M., Blum, J. R., Eiger, S., Lutti, J. E., y Mancuso, P. C. (2011). Contiguous urban rivers should not be necessarily submitted to the same management plan: the case of Tietê and Pinheiros Rivers (São Paulo-Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 83(4), 1465-1479.
36. Curado, A. L., Oliveira, C. C. D., Costa, W. R., Anhê, A. C. B. M., y Senhuk, A. P. M. D. S. (2018). Urban influence on the water quality of the Uberaba River basin: an ecotoxicological assessment. *Revista Ambiente & Água*, 13, e2127.

37. Curado, A. L., Oliveira, C. C. D., Costa, W. R., Anhê, A. C. B. M., & Senhuk, A. P. M. D. S. (2018). Urban influence on the water quality of the Uberaba River basin: an ecotoxicological assessment. *Revista Ambiente & Água*, 13, e2127.
38. Custodio, G. M. (2013). Evaluación de la calidad del agua en ríos de la región andina utilizando el Índice Andino de Macroinvertebrados Bentónicos (ABI).
39. Da Silva, A. A., De Lucena Filho, M. A., y De Medeiros Rocha, R. (2017). Recuperação de áreas degradadas em um sistema fluvial urbano do semiárido (Mossoró/RN) com auxílio da ferramenta SIG. *Ciência e Natura*, 39(2), 366-377.
40. Dalu, T., Wasserman, R. J., Magoro, M. L., Froneman, P. W., & Weyl, O. L. F. (2019). River nutrient water and sediment measurements inform on nutrient retention, with implications for eutrophication. *Science of the Total Environment*, 684. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.167>
41. del Ecuador, P. D. L. R. (2021). Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización (COOTAD). Quito, Ecuador: Lexis. Obtenido de [https://www.oas.org/juridico/pdfs/mesicic4\\_ecu\\_org.pdf](https://www.oas.org/juridico/pdfs/mesicic4_ecu_org.pdf).
42. Delgado Lemus, T. S., Becerra Zavala, M. de L., Colín Arámbula, F., Torres Beristáin, B., Alveano Aguerrebere, P., & Moreno Calles, A. I. (2023). Rehabilitación de ríos urbanos en México. Participación ciudadana y políticas públicas en tres ciudades mexicanas. Encrucijada, *Revista Electrónica Del Centro de Estudios En Administración Pública*, 43. <https://doi.org/10.22201/fcpys.20071949e.2023.43.83756>
43. Díaz Acuña, O. N. (2024). Calidad del agua del Río Tingo Maigabamba al correlacionar la presencia de macroinvertebrados bentónicos y sus parámetros fisicoquímicos—Hualgayoc 2022.

44. Díaz Acuña, O. N. (2024). Calidad del agua del Río Tingo Maigasbamba al correlacionar la presencia de macroinvertebrados bentónicos y sus parámetros fisicoquímicos – Hualgayoc 2022.
45. Díaz-Rojas, C. A., Motta-Díaz, Á. J., y Aranguren-Riaño, N. (2020). Estudio de la diversidad taxonómica y funcional de los macroinvertebrados en un río de montaña Andino. *Revista de Biología Tropical*, 68, 132-149.
46. Elordi, M. L., Colman Lerner, J. E., y Porta, A. (2016). Evaluación del impacto antrópico sobre la calidad del agua del arroyo Las Piedras, Quilmes, Buenos Aires, Argentina. *Acta bioquímica clínica latinoamericana*, 50(4), 669-677.
47. Escorza Troya, J. F. (2023). *Los programas de recuperación y restauración de quebradas en áreas urbanizadas del Distrito Metropolitano de Quito* (Master's thesis, Quito, Ecuador: Flacso Ecuador).
48. Escurra, A. (2017). Diversidad ictiológica y estado de conservación del río Mayo (provincias de Rioja, Moyobamba y Lamas), cuenca del río Huallaga, San Martín (2006 - 2017). In Lima, Perú.
49. Espinoza Jervez, K. A., Pozo Guerrero, W. O., Macas Espinosa, V. X., & Sánchez Cortez, J. L. (2022). Situación actual del Río Jubones en el Ecuador, un análisis de los metales traza, calidad y parámetros fisicoquímicos del agua. *Revista Científica Arbitrada Multidisciplinaria PENTACIENCIAS*, 4(2).
50. Espinoza, K., Pozo, W., Macas, V., & Sánchez, J. (2022). Situación actual del Río Jubones en el Ecuador, un análisis de los metales traza, calidad y parámetros fisicoquímicos del agua. *Revista Científica Arbitrada Multidisciplinaria PENTACIENCIAS*, 4(2).
51. EXTECH. (2016). User Guide Turbidity Meter Model TB400. <https://www.instrumart.com/assets/ExtechTB400-Manual.pdf>

52. Farinango, D. (2016). Quitosano como sustituo biodegradable de resinas de intercambio iónico para disminuir la dureza y alcalinidad del agua del río Monjas. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9).
53. Fassoni-Andrade, A. C., & Paiva, R. C. D. de. (2019). Mapping spatial-temporal sediment dynamics of river-floodplains in the Amazon. *Remote Sensing of Environment*, 221. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.038>
54. Fernández, M. T. (2017). Determinación de coliformes totales y fecales en aguas de uso tecnológico para las centrífugas. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 51(2), 70-73.
55. Ferrington, L. C. (2008). *Aquatic Oligochaeta: Biology and ecological roles*. In H. J. Dumont (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 459-468). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00091-4>
56. Flausino, F. R., y Gallardo, A. L. C. F. (2021). Oferta de serviços ecossistêmicos culturais na despoluição de ríos urbanos em São Paulo. *Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 13, e20200155.
57. Formica, S. M., Sacchi, G. A., Campodonico, V. A., Pasquini, A. I., y Cioccale, M. A. (2015). Modelado de calidad de agua en ríos de montaña con impacto antrópico. Caso de estudio: Sierra Chica de Córdoba, Argentina. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 31(4), 327-341.
58. Fraga, C. M., Sanches Fernandes, L. F., Leal Pacheco, F. A., Reis, C., y Moura, J. P. (2013). Exploratory assessment of groundwater vulnerability to pollution in the Sordo River Basin, Northeast of Portugal. *Rem: Revista Escola de Minas*, 66(1), 49-58.

59. Freeman, L. A., Corbett, D. R., Fitzgerald, A. M., Lemley, D. A., Quigg, A., y Steppe, C. N. (2019). Impacts of urbanization and development on estuarine ecosystems and water quality. *Estuaries and Coasts*, 42, 1821-1838.
60. Fustamante Apaestegui, L., y Medina Montoya, T. J. (2021). Revisión sistemática del uso de macroinvertebrados en el monitoreo de la calidad del recurso hídrico.
61. Galeano-Rendón, E., & Mancera-Rodríguez, N. J. (2018). Efectos de la deforestación sobre la diversidad y la estructura del ensamblaje de macroinvertebrados en cuatro quebradas Andinas en Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 66(4).  
<https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.31397>
62. Galindo, L. A., Constantino, L. M., Benavides, P., Montoya, E. C., & Rodríguez, N. (2014). Evaluación de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua en quebradas de fincas cafeteras de Cundinamarca y Santander Colombia.
63. Galindo-Leva, L. Á., Constantino-Chuaire, L. M., Benavides-Machado, P., Montoya-Restrepo, C., & Rodríguez -Valencia, N. (2012). EVALUACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS Y CALIDAD DE AGUA EN QUEBRADAS DE FINCAS CAFETERAS DE CUNDINAMARCA Y SANTANDER, COLOMBIA. *Cenicafé*, 63(1).
64. García Rengifo, C., & Endara González, A. (2020). Evaluación de la calidad del agua en el río Alambrado utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores en la zona del embalse de la Laguna de la Mica. *Bionatura*, 5(4).  
<https://doi.org/10.21931/rb/2020.05.04.17>
65. García, I., & Leticia, C. (2019). Diversidad de la biota acuática y evaluación del estado de conservación de los ríos Ponasa y Mishquiyacu, cuenca del río Huallaga, San Martín, Perú. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

66. García, J. M., Sarmiento, L. F., Salvador, M., y Porras, L. S. (2017). Uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos: aplicación en ríos tropicales de alta montaña. Revisión corta. *UGCiencia*, 23(1), 47-62.
67. García-Ríos, R., Moi, D. A., y Peláez, O. E. (2020). Efectos del gradiente altitudinal sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en dos períodos hidrológicos en un río altoandino neotropical. *Ecología austral*, 30(1), 33-44.
68. Gharbi, M., Ziane, N., Baaloudj, A., Ríos-Escalante, P. D. L., Esse, C., Chaib, S., y Houhamdi, M. (2024). Distribution of benthic macroinvertebrate communities in different kinds of inland water bodies in northeastern Algeria. *Brazilian Journal of Biology*, 84, e273662.
69. Gil, Z. E. (2020). Macroinvertebrados bioindicadores de calidad de agua en sistemas hídricos artificiales del Departamento de Boyacá, Colombia. *Producción+ Limpia*, 15(1), 35-48.
70. Gómez Lutz, M. C. (2017). Estudio preliminar del ensamble de macroinvertebrados asociados a sistemas lóticos con cuencas arroceras en la provincia de Corrientes.
71. Gómez, R. A. G. (2021). Evaluación de la calidad biológica del agua superficial utilizando macroinvertebrados acuáticos para la gestión de la microcuenca del río Bijagua, Upala, Costa Rica (Doctoral dissertation, Universidad para la Cooperación Internacional).
72. González, M. E., Rengifo, A., Piñeros Marín, D. P., y Buitrago Ramírez, L. M. (2023). Reconocimiento de algas, protozoos y metazoos como bioindicadores ambientales. En *Avances y desafíos en las ciencias y la ingeniería 2023: nuevos conocimientos para un futuro sostenible* (pp. 207).

73. González, M. E., Rengifo, A., Piñeros Marín, D. P., y Buitrago Ramírez, L. M. (2023). Reconocimiento de algas, protozoos y metazoos como bioindicadores ambientales. En *Avances y desafíos en las ciencias y la ingeniería 2023: nuevos conocimientos para un futuro sostenible* (pp. 207).
74. González-Osorio, B. B., Saá-Yáñez, L. M., Simba-Ochoa, L. F., Barragán-Monrroy, R., & Cadme-Arevalo, M. L. (2022). Vegetación riparia y la calidad del recurso hídrico en la zona centro del litoral Ecuatoriano. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*, 40. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.1070>
75. Gu, Q., Wang, W., Li, G., Liu, Y., Wong, P. K., y An, T. (2021). Pollution profile of waterborne bacterial and fungal community in urban Rivers of Pearl River estuary: Microbial safety assessment. *Journal of Freshwater Ecology*, 36(1), 305-322. <https://doi.org/10.1080/02705060.2021.1975580>
76. Gudiño Cadena, C. F. (2015). Incorporación del procedimiento para el uso de la silla vacía en el COOTAD, garantizando el derecho constitucional del artículo 101.
77. Gutiérrez-Fonseca, P. E., Alonso-Rodríguez, A. M., y Ramírez, A. (2016). Macroinvertebrados acuáticos de Puerto Rico como bioindicadores de calidad ambiental. Puerto Rico.
78. Gutiérrez-Fonseca, P. E., Alonso-Rodríguez, A. M., y Ramírez, A. (2016). Macroinvertebrados acuáticos de Puerto Rico como bioindicadores de calidad ambiental. Puerto Rico.
79. Gutiérrez-Fonseca, P. E., y Lorion, C. M. (2014). Application of the BMWP-Costa Rica biotic index in aquatic biomonitoring: sensitivity to collection method and sampling intensity. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 275-289.

80. Gutiérrez-Fonseca, P. E., y Lorion, C. M. (2014). Application of the BMWP-Costa Rica biotic index in aquatic biomonitoring: sensitivity to collection method and sampling intensity. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 275-289.
81. HACH. (2019). NitraVer 5 Nitrato, reactivo Powder Pillow, 0,1-10 mg/L NO<sub>3</sub>-N [Archivo PDF]. <https://es.hach.com/nitraver-5-nitrato-reactivo-powder-pillow-0-1-10-mg-l-no-n/productdownloads?id=24930068600>
82. Hack, J., Revah, L. O., Rubí, M. P., Pradilla, G., Córdova, M. J. B., Burgueño, G., ... y Vásquez, A. (2024). Avances de infraestructura verde urbana para la gestión de agua en América Latina. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 33(1), 139-160.
83. Harding, J. S., Benfield, E. F., Bolstad, P. V., Covich, A. P., Hensley, R. M., & Doyle, R. C. (2002). Stream biodiversity in the Piedmont and mountains of the southern Appalachians. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(3), 495-514. <https://doi.org/10.2307/1468323>
84. Heino, J., Soininen, J., Alahuhta, J., Lappalainen, J., & Virtanen, R. (2015). A comparative analysis of metacommunity types in the freshwater realm. *Ecology and Evolution*, 5(7). <https://doi.org/10.1002/ece3.1460>
85. Him, J., Barría, G., & Serrano, C. (2019). CALIDAD FÍSICOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DEL AGUA DEL RÍO SANTA MARÍA EN LOS ALREDEDORES DEL INGENIO LA VICTORIA, VERAGUAS, PANAMÁ. *Revista Científica CENTROS*, 30(2019).
86. Ibana-Lopez, K., Sihuay-Perales, M., Garate-Quispe, J., Araújo-Florez, J., Herrera-Machaca, M., Alarcón Aguirre, G., & Rodríguez-Achata, L. (2021). Contaminación de agua superficial de la periferia urbana de Puerto Maldonado, al sureste de la amazonia

peruana. *Revista de Investigaciones Veterinarias Del Perú*, 32(6).

<https://doi.org/10.15381/rivep.v32i6.20365>

87. Inclán, B., Alberto, L., Chávez, S., Javier, J., Dávila, I., Luis, J., Ortiz, T., & Cecilia, A. (2015). EVALUACIÓN TOXICOLÓGICA DEL RÍO ATOYAC, PUE., Y SU RELACIÓN CON LOS PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS. 2o Congreso Nacional AMICA 2015 EVALUACIÓN.
88. Jáuregui Araujo, D. Y. (2019). Determinación de la calidad del agua empleando macroinvertebrados bentónicos y parámetros fisicoquímicos en el río Sendamal, Celendín.
89. Jaureguizar, A. J., Solari, A., Cortés, F., Milessi, A. C., Militelli, M. I., Camiolo, M. D., Luz Clara, M., & García, M. (2016). Fish diversity in the Río de la Plata and adjacent waters: an overview of environmental influences on its spatial and temporal structure. In *Journal of fish biology* (Vol. 89, Issue 1).  
<https://doi.org/10.1111/jfb.12975>
90. Jumani, S., Deitch, M. J., Valle, D., Machado, S., Lecours, V., Kaplan, D., Krishnaswamy, J., & Howard, J. (2022). A new index to quantify longitudinal river fragmentation: Conservation and management implications. *Ecological Indicators*, 136. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108680>
91. Kattel, G. R. (2022). Climate warming in the Himalayas threatens biodiversity, ecosystem functioning and ecosystem services in the 21st century: is there a better solution? In *Biodiversity and Conservation* (Vol. 31, Issues 8–9).  
<https://doi.org/10.1007/s10531-022-02417-6>
92. Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. In *What a Waste 2.0: A Global*

Snapshot of Solid Waste Management to 2050. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>

93. Larez García, I. M., Rojero Díaz, E., Nubes Ortiz, G., y Gil León, M. E. (2014). Calidad del agua del río Cuchujaqui, un humedal de importancia mundial. *Biotecnia*, 16(3), 22-28.
94. Larez García, I. M., Rojero Díaz, E., Nubes Ortiz, G., y Gil León, M. E. (2014). Calidad del agua del río Cuchujaqui, un humedal de importancia mundial. *Biotecnia*, 16(3), 22-28.
95. Larrea Francisco. (2018). Propuesta de manejo de residuos sólidos de la quebrada del Río Monjas de la parroquia San Antonio de Pichincha, Ecuador. Pontificia Universidad Católica Del Ecuador.
96. Leal-Bastidas, C., Vargas-Chacoff, L., Sandoval, N., y Fierro, P. (2021). Variabilidad temporal y espacial de los macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en el río Palena, Patagonia Chilena. *Gayana (Concepción)*, 85(2), 132-145.
97. Lemus, M. J., Cabrera, M., & Calmette, X. (2022). PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS Y CALIDAD MICROBIOLÓGICA DE LAS AGUAS DEL RÍO YAQUE NORTE, REPÚBLICA DOMINICANA. *The Biologist*, 20(2).  
<https://doi.org/10.24039/rtb20222021353>
98. Lemus, T. S. D., Zavala, M. D. L. B., Arámbula, F. C., Beristáin, B. T., Aguerrebere, P. A., & Calles, A. I. M. Rehabilitación de ríos urbanos en México. Participación ciudadana y políticas públicas en tres ciudades mexicanas. Encrucijada revista electrónica del Centro de Estudios en Administración Pública, (43), 77-112.

99. Li, H., Wang, C., Huang, X., y Hug, A. (2018). Spatial assessment of water quality with urbanization in 2007–2015, Shanghai, China. *Remote Sensing*, 10(7), 1024.
100. Lin, S., Li, Y., Li, B., & Yang, Y. (2017). Guía de interpretación: Placas Petrifilm™ para el Recuento de E. coli/Coliformes. *New Journal of Chemistry*, 41(22).
101. López, G., Brizuela, A. B., Rondan, G. A., Lissaso, C., Kemerer, A. C., & de Los Santos, C. M. (2016). *Determinación del índice de temperatura y humedad (ITH) para vacas lecheras, en el Departamento Nogoyá, entre ríos.*
102. López-Giraldo, A. T., Ríos-Pulgarín, M. I., y Gil-Guarín, I. C. (2023). Características del hábitat que regulan la estructura de las comunidades de macroinvertebrados en ríos tropicales de montaña (Antioquía, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 71(1).
103. Luque-Quino, E., & Rodríguez-Achata, L. (2022). Evaluación ambiental de la calidad del agua en pozas formadas por trabajos de extracción de minería no metálica, Madre de Dios. *Revista Biodiversidad Amazónica*, 1(1).  
<https://doi.org/10.55873/rba.v1i1.170>
104. Machado, V., Granda, R., y Endara, A. (2018). Análisis de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos para evaluar la calidad del agua del Río Sardinas, Chocó Andino Ecuatoriano. *Enfoque UTE*, 9(4), 154-167.
105. Mallen-Cooper, M., & Zampatti, B. P. (2020). Restoring the ecological integrity of a dryland river: Why low flows in the Barwon–Darling River must flow. *Ecological Management and Restoration*, 21(3). <https://doi.org/10.1111/emr.12428>
106. Marchamalo, M., Springer, M., Acosta, R., González-Rodrigo, B., & Vásquez, D. (2018). Responses of aquatic macroinvertebrates to human pressure in a tropical highland volcanic basin: Birrís River, Irazú Volcano (Costa Rica). *Hidrobiologica*,

- 28(2).
- <https://doi.org/10.24275/UAM/IZT/DCBS/HIDRO/2018V28N2/MARCHAMALO>
107. Marchese, M., & Paggi, A. C. (2004). *Los oligoquetos y quironómidos como indicadores biológicos en ríos impactados*. Universidad Nacional de San Luis. Recuperado de <https://www.unsa.edu.ar>
108. Marin Ortega, V. A. L. E. N. T. I. N. (2018). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua del río Amanalco.
109. Martínez Silva, P., Delgado Fonseca, J. F., y Muñoz Yustres, J. L. (2016). Diversidad de géneros del fitoplancton del embalse de Betania–Huila y su importancia como bioindicadores. *Revista Científica*, 25(2), 241-251. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.RC.2016.25.a8>
110. Martínez, F., Prieto, C., Martínez, P., & Ochoa Cueva, P. (2022). Calidad Ecológica de las Cuencas Abastecedoras de Agua en la Ciudad de Loja – Ecuador. *Revista Politécnica*, 52(2). <https://doi.org/10.33333/rp.vol52n2.08>
111. Medina, A. I., & Paggi, A. C. (2004). Composición y abundancia de Chironomidae (Diptera) en un río serrano de zona semiárida (San Luis, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63(3-4), 107-118. Recuperado de [https://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S0373-56802004000200016&script=sci\\_arttext](https://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S0373-56802004000200016&script=sci_arttext)
112. Medina, C., & Vásquez, M. (2016). Calidad de agua según los macroinvertebrados bentónicos y parámetros físico-químicos en la microcuenca del río Tablachaca (Ancash, Perú) 2014. *Rebiol*, 35(2).
113. Mello Garcias, C., & Augusto Callado Afonso, J. (2013). REVITALIZAÇÃO DE RÍOS URBANOS. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, 1(1). <https://doi.org/10.17565/gesta.v1i1.7111>

114. Meneses, Y., Salcedo, C., & Yalta, L. (2019). Comparación de la calidad del agua en el río Yasipán mediante el uso del Índice Biológico Andino (ABI). *Revista Ecuatoriana de Ciencias Ambientales*, 28(1), 78-85. <https://doi.org/10.1016/j.abc.2019.02.005>
115. Meneses-Campo, Y., Castro-Rebolledo, M. I., y Jaramillo-Londoño, A. M. (2019). Comparación de la calidad del agua en dos ríos altoandinos mediante el uso de los índices BMWP/COL. y ABI. *Acta biológica colombiana*, 24(2), 299-310.
116. Montaña-Campaz, D., Rodríguez, J. A., & Valencia, C. M. (2023). *Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca del río Gaira, Colombia*. *Revista de Ecología Aplicada*, 12(2), 77-89. <https://doi.org/10.54321/rea.2023.12.2.77>
117. Montoya-Moreno, Y., & Naranjo-Cardona, J. W. (2020). Efectos asociados al cambio del cauce del río San Lorenzo, el Carmen de Viboral-Antioquia. *Revista Politécnica*, 16(32). <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v16n32a11>
118. Mora, M., & Tamay, A. (2022). “Determinación Del Índice De Calidad De Agua Mediante El Monitoreo De Macro Invertebrados, Parámetros Físicoquímicos Y Microbiológicos En El Río Sinincay, Cuenca - Ecuador. In *Universidad Politécnica Salesiana Sede Cuenca (Vol. 17, Issue 3)*.
119. Morales, N., Torre-González, A. D. L., García-Sánchez, V., y Chávez, C. (2018). Estudio de la calidad bacteriológica y parámetros físicoquímicos del agua del Distrito de Riego 023. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(1), 53-67.
120. Moreno Ibarra, M. A. (2008). Similitud Semántica entre Sistemas de Objetos Geográficos Aplicada a la Generalización de Datos Geoespaciales 2 Conceptualization of Topographic Domain. *Computación y Sistemas*, 12(2).

121. Moretto, Y., Simões, N. R., Benedito, E., & Higuti, J. (2013). Effect of trophic status and sediment particle size on diversity and abundance of aquatic oligochaeta (annelida) in neotropical reservoirs. *Annales de Limnologie*, 49(1).  
<https://doi.org/10.1051/limn/2013040>
122. Mwasenga, J. M., & Mjemah, I. C. (2023). Socio-Economic Feasibility for Implementation of Environmental Legislation along the Riparian Buffer Zones in Urban Rivers of Northern Tanzania. *Urban Science*, 7(3).  
<https://doi.org/10.3390/urbansci7030073>
123. Nayar, R. (2020). Assessment of water quality index and monitoring of pollutants by physico-chemical analysis in water bodies: a review. *International Journal of Engineering Research and Technology*, 9(01).
124. Nguyen, H. H., Recknagel, F., y Meyer, W. (2018). Water quality control options in response to catchment urbanization: A scenario analysis by SWAT. *Water*, 10(12), 1846. <https://doi.org/10.3390/w10121846>
125. Nuñez, J. C., y Fragoso-Castilla, P. J. (2019). Uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de contaminación del agua de la Ciénaga Mata de Palma (Colombia). *Información tecnológica*, 30(5), 319-330.
126. Oña, G. E. C., Espín, C. G. S., Palacios, M. A. G., y Abarca, T. C. V. (2020). Diseño de experimentos en el análisis de concentración de nitratos y niveles de pH en muestras de agua de la Microcuenca del Río Chibunga–Ecuador. *Polo del Conocimiento: Revista científico-profesional*, 5(5), 439-452.
127. Ospina Zuñiga, O., García Cobas, G., Gordillo Rivera, J., & Tovar Hernández, K. (2016). Evaluación de la turbiedad y la conductividad ocurrida en temporada seca y de lluvia en el río Combeima (Ibagué, Colombia). *Ingeniería Solidaria*, 12(19).  
<https://doi.org/10.16925/in.v12i19.1191>

128. Pallarés, S., Millán, A., Mirón, J. M., Velasco, J., Sánchez-Fernández, D., Botella-Cruz, M., & Abellán, P. (2020). Assessing the capacity of endemic alpine water beetles to face climate change. *Insect Conservation and Diversity*, 13(3).  
<https://doi.org/10.1111/icad.12394>
129. Patra, R., Mitra, S., & Mukherjee, S. (2021). Perturbation of the Health of the Riverine Ecosystem and its Impact on the Biogeochemical, Ecological, and Molecular Perspectives. In *River Health and Ecology in South Asia: Pollution, Restoration, and Conservation*. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-83553-8\\_10](https://doi.org/10.1007/978-3-030-83553-8_10)
130. Paucar Peñaranda, C. D., González Carrasco, V. H., Álvarez Pucha, H. D., Madrid Celi, B. A., De Gracia Pérez, C. A., & Flores Acosta, A. R. (2023). Aplicación del índice de calidad del agua (ICA) caso de estudio: río jubones, Ecuador. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(4).  
[https://doi.org/10.37811/cl\\_rcm.v7i4.6953](https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i4.6953)
131. Pazos, R. S. (2021). Estudio de microplásticos en la columna de agua, sedimento intermareal y biota residente en la costa del estuario del Río de la Plata (Franja Costera Sur). Facultad de Ciencias Naturales y Museo.
132. Pedrozo Acuña, A. (2021). Contaminación difusa, el reto para la gestión del agua en ciudades.
133. Peña, S. A., Bohórquez, H. A., Barrera, A. K., Salamanca, S. S., Jiménez, D. A., & Botello, W. A. (2019). Macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua en la quebrada La Calabozza (Yopal, Casanare). *Entre Ciencia e Ingeniería*, 13(25), 14- 22.
134. Pérez Gómez, G., Alvarado García, V., Rodríguez Rodríguez, J. A., Herrera, F., & Sánchez Gutiérrez, R. (2021). Calidad fisicoquímica y microbiológica del agua

- superficial del río Grande de Tárcoles, Costa Rica: un enfoque ecológico. UNED Research Journal, 13(1). <https://doi.org/10.22458/urj.v13i1.3148>
135. Pérez, J. H., Martínez-Romero, L. C., Castellanos-Guerrero, L. T., Mora-Parada, A. R., & Rocha-Gil, Z. E. (2020). Macroinvertebrados bioindicadores de calidad de agua en sistemas hídricos artificiales del Departamento de Boyacá, Colombia. *Producción + Limpia*, 15(1). <https://doi.org/10.22507/pml.v15n1a3>
136. Pinto Rivera, J. S. (2022). Análisis normativo y de implementación del instrumento de recuperación de plusvalías denominado captación de valores por suelo creado en el Distrito Metropolitano de Quito.
137. Piratoba, A. R. A., Ribeiro, H. M. C., Morales, G. P., y Gonçalves, W. G. E. (2017). Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, 12(3), 435-456.
138. Ponce, S. C. G., Erazo, C. R. R., Chimbolema, J. G. L., y García, J. C. G. (2022). Biomonitorio de la calidad del agua del río Yasipán aplicando el Índice *Polo del Conocimiento: Revista científico-profesional*, 7(7), 1379-1397.
139. Posada, E., Mojica, D., Pino, N., Bustamante, C., y Monzón Pineda, A. (2013). Establecimiento de índices de calidad ambiental de ríos con bases en el comportamiento del oxígeno disuelto y de la temperatura. Aplicación al caso del río Medellín, en el Valle de Aburrá en Colombia. *Dyna*, 80(181), 192-200.
140. Posada, J. M., Restrepo, I. M., & Ospina, A. E. (2013). *Efectos de la contaminación térmica en el río Medellín: Un enfoque ambiental*. Medellín: Editorial Universitaria.
141. Pumasupa Banda, J. D., Flores Ramos, Y. I., Huisa Maquera, S. N., Condori Pacoricona, D. A., Centeno, M., Valdez Blaz, T. M., & Yaja Callacondo, A. R.

- (2021). Índices de calidad, estructura comunitaria y diversidad funcional. *Ciencia & Desarrollo*, 20(1). <https://doi.org/10.33326/26176033.2021.1.1107>
142. Purihuamán-Leonardo, C. N., y Sánchez-Bustamante, E. F. (2022). Comunidades de macroinvertebrados bentónicos como bioindicador de calidad de agua en un sector del río Chotano, Perú. *Revista Tecnología en Marcha*, 35(3), 117-127.
143. Quesada-Alvarado, F., y Solano-Ulate, D. (2020). Colonización de macroinvertebrados acuáticos en tres tipos de sustratos artificiales, en un río tropical. *Revista de Biología Tropical*, 68, 68-78.
144. Quilumbaqui, C. (2017). Determinación de la concentración de elementos mayores en dieciocho ríos de la provincia de Pichincha. Universidad San Francisco de Quito.
145. Quitio Pilataxi, R. T. (2016). *Proyecto de reforma al art. 277 del código orgánico de organización territorial de autonomía y descentralización COOTAD, para garantizar el derecho a incentivar el desarrollo de actividades comunitarias del art. 267 numeral 4 de la Constitución en las 11 parroquias rurales del cantón Riobamba.*
146. Ramírez, J. O., Aguas, Y. B., y Altafuya, K. C. (2016). Estudio Comparativo De La Calidad De Los Ríos Teaone Y Atacames Empleando Macroinvertebrados Como Bioindicadores. *Gestión ambiental*, (14), 22-30.
147. Reis de Souza, C. L., Bandeira da Costa, V., Pinheiro Pereira, S. D., Melo da Silva, D. C., y Sarpedonti, V. (2016). Impacts of urban life on water quality and fish larvae communities in two creeks of the Brazilian Amazon. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 11(1), 13-23.

148. Ríos Marín, J. F., & Puerta Monsalve, A. L. (2019). Determinación de la calidad de agua del río Fraile y la acequia Carisucio en el área urbana del municipio de Florida (Valle), mediante parámetros fisicoquímicos y biológicos. *Revista Nova*, 4(1). <https://doi.org/10.23850/25004476.2028>
149. Ríos-León, I., Solano-Polo, C., Rodríguez-Ruiz, J., Espinosa-Fuentes, E., & Meza-Fuentes, E. (2017). *Estudio a través de espectroscopia infrarroja y termogravimetría del efecto de la temperatura en hidrotalcitas de níquel y aluminio*. *Dyna*, 84(201), 9-16.
150. Ríos-Pulgarín, M. I., Giraldo-Sánchez, C. E., Calvo-Cardona, S. J., y Londoño-Valencia, J. (2022). Effect of environmental characteristics on the diversity of aquatic macroinvertebrates in Andean rivers regulated for hydroelectric generation. *Revista de Biología Tropical*, 70(1), 836-852.
151. Ríos-Touma, B., Acosta, R., y Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 249-273.
152. Robles Torres, R. M. D. P. (2021). Influencia del crecimiento poblacional y la evolución urbana de la ciudad de Ica en los periodos censales 1961-2017.
153. Rodríguez Flores, R. G. (2021). Análisis de la calidad del agua en ríos de la cuenca Chancay - Lambayeque, Perú. *REVISTA VERITAS ET SCIENTIA - UPT*, 10(2). <https://doi.org/10.47796/ves.v10i2.568>
154. Roldán-Pérez, E. (2016). *Impacto de la contaminación orgánica en la calidad del agua de ríos andinos y su relación con las comunidades de macroinvertebrados*. Universidad de Los Andes. Recuperado de <https://www.ula.ve>
155. Romero Gonzáles, T. S. H. J. (2017). Evaluación de la calidad del agua utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores bióticos en la quebrada

- Chambag, Santa Cruz, Cajamarca, durante agosto, diciembre 2016 y marzo 2017. In *Jurnal Keperawatan. Universitas Muhammadiyah Malang* (Vol. 4, Issue 1).
156. Salas-Mercado, D., Meza-Duman, R., Hermoza-Gutierrez, M., & Maldonado, I. (2022). Percepción Social de la Calidad del Agua y la Expansión Territorial de la Minería en Ollachea, Puno, Perú. *Comuni@cción: Revista de Investigación En Comunicación y Desarrollo*, 13(1). <https://doi.org/10.33595/2226-1478.13.1.580>
157. Salvatierra, T. (2014). Macroinvertebrados Acuáticos como indicadores de la calidad de las aguas en tres microcuencas en Tola, Rivas, Nicaragua. *Revista Científica Agua y Conocimiento*, 1(1), 1-12.
158. Sánchez Torres, L. D., Galvis Castaño, A., Gandini, M. A., Almario, G., Montero, M. V., & Vergara, M. V. (2022). Commission for the Upper Cauca River Basin Recovery, Collaborative Governance for Sustainability and Water Security. *Frontiers in Water*, 4. <https://doi.org/10.3389/frwa.2022.782164>
159. Sánchez, A. F. E., Cobo, N. U., y Ramírez, S. M. B. (2020). Vulnerabilidad de fuentes hídricas superficiales de la cuenca del río cerrito a la contaminación difusa agrícola. *RIAA*, 11(2), 4.
160. Sandoval, N., Elgueta-Herrera, A., Gonzalez, J., y Godoy Barbieri, C. (2021). Caracterización de los ensambles de macroinvertebrados y peces en ríos tributarios al río Biobío: Su importancia como zonas prioritarias para la conservación. *Gayana (Concepción)*, 85(2), 103-131.
161. Santillán-Aredo, S. R., y Guerrero-Padilla, A. M. (2018). Macroinvertebrados y fitoplancton como bioindicadores de contaminación en la cuenca del río Chicama, Perú. *Revista Tecnología en Marcha*, 31(4), 97-110.

162. Santillán-Aredo, S. R., y Guerrero-Padilla, A. M. (2018). Macroinvertebrados y fitoplancton como bioindicadores de contaminación en la cuenca del río Chicama, Perú. *Revista Tecnología en Marcha*, 31(4), 97-110.
163. Sardi Barzallo, C. (2018). La diversidad de algas diatomeas como herramientas de monitoreo para la gestión de la calidad de recursos hídricos, en los páramos del Macizo del Cajas (Tesis de maestría, Universidad del Azuay).
164. Serra, S. R. Q., Graça, M. A. S., Dolédec, S., & Feio, M. J. (2017). Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(7).  
<https://doi.org/10.1007/s10661-017-6027-y>
165. Sevillano-Ríos, C. S., & Morales, L. V. (2021). *La temperatura y radiación solar explican diferencias en la distribución de dos árboles altoandinos (Polylepis spp.) localmente simpátricos en la Cordillera Blanca, Perú. Neotropical Biodiversity*, 7(1), 327-340.
166. Shao, X., Fang, Y., Jawitz, J. W., Yan, J., & Cui, B. (2019). River network connectivity and fish diversity. In *Science of the Total Environment* (Vol. 689).  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.340>
167. Silva, A. G., Pereira, J. M., & Teixeira, A. M. (2020). *Effects of sedimentation on macroinvertebrate communities in lowland rivers. Hydrobiologia*, 848(1), 53-67.  
<https://doi.org/10.1007/s10750-019-04090-4>
168. Sinatra K. SALAZAR, Carmen Y. ALFONSI, Bladimir GÓMEZ, Jesús A. BELLO, William SENIOR, & Luis TROCCOLI. (2018). Estado de conservación del sistema hidrográfico del río Manzanares, región Caribe Oriental de Venezuela. Ríos En Riesgo de Venezuela. Volumen II, II. <https://doi.org/ISBN 978-980-12-9274-6>

169. Solis-Lufí, K., Suazo, M. J., Avila-Salem, M. E., Maldonado-Murúa, C., Aponte, H., Farias, J., y Ríos-Escalante, P. (2021). Community structure of benthic invertebrates in the Allipén River basin, North Patagonia, Araucania region (38° S, Chile). *Brazilian Journal of Biology*, 82, e232805.
170. Stoner, E. W., y Arrington, D. A. (2017). Nutrient inputs from an urbanized landscape may drive water quality degradation. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 9, 136-150.
171. Strayer, D. L. (2008). *Chironomidae as indicators of ecosystem condition in rivers*. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(2), 285-297. <https://doi.org/10.1899/07-075.1>
172. Sutton, W. B., Grisnik, M., Williams, L. A., & Groves, J. D. (2023). Climatic and landscape vulnerability of the eastern Hellbender salamander (*Cryptobranchus alleganiensis alleganiensis*). *Global Ecology and Conservation*, 46. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02554>
173. Tapia, L., Sánchez, T., Baylón, M., Jara, E., Arteaga, C., Maceda, D., y Salvatierra, A. (2018). Invertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en Lagunas Altoandinas del Perú. *Ecología Aplicada*, 17(2), 149-163.
174. Tarazona Mendoza, J., Rodríguez Anaya, R., & Garrido Angulo, H. (2019). Estimación del riesgo por movimientos en masa en la subcuenca del río Ancash – Yungay. *TAYACAJA*, 1(2). <https://doi.org/10.46908/rict.v1i2.22>
175. Terneus-Jácome, E., y Yánez, P. (2018). Principios fundamentales en torno a la calidad del agua, el uso de bioindicadores acuáticos y la restauración ecológica fluvial en Ecuador. *LA GRANJA. Revista de Ciencias de la Vida*, 27(1), 36-50.
176. Trama, F. A., Salcedo Gustavson, S. A., Demarcy, L., Erbure Cardozo, L., Jara Palomino, B. A., Muñoz Ccuro, F. E., ... y Rizo Patrón Viale, F. L. (2020).

- Índices de calidad de habitat y macroinvertebrados en siete Cuencas del Parque Nacional Yanachaga Chemillén y su Zona de Amortiguamiento: conservación y manejo del bosque ribereño en el Perú. *Revista peruana de biología*, 27(2), 149-168.
177. Tropek, R., Cerna, I., Straka, J., Kocarek, P., Malenovsky, I., Tichanek, F., & Sebek, P. (2016). In search for a compromise between biodiversity conservation and human health protection in restoration of fly ash deposits: effect of anti-dust treatments on five groups of arthropods. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(14). <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4382-1>
178. Trujillo, V. (2014). Zonificación de la amenaza de inundación urbana en el municipio de Arauca, Arauca en el marco de la revisión y ajuste de planes de ordenamiento territorial.
179. Valdés Sánchez, V. V., & Castillo Adams, H. J. (2023). Calidad biológica de cuatro ríos de la provincia de Bocas del Toro con el uso de macroinvertebrados acuáticos. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(3). [https://doi.org/10.37811/cl\\_rcm.v7i3.6307](https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i3.6307)
180. Varadinova, E., Sakelarieva, L., Park, J., Ivanov, M., & Tyufekchieva, V. (2022). Characterisation of Macroinvertebrate Communities in Maritsa River (South Bulgaria)—Relation to Different Environmental Factors and Ecological Status Assessment. *Diversity*, 14(10). <https://doi.org/10.3390/d14100833>
181. Vasco, A. N. D., Oliveira, A. V. D. S., Feitosa, G. A., Araújo-Piovezan, T. G., Alves, A. E. O., y Dantas, J. O. (2021). Impacts of dam construction on the macroinvertebrate community in the Poxin-Açú, in a tropical region. *Revista Ambiente & Água*, 16, e2704.

182. Vasco, A. N. D., Oliveira, A. V. D. S., Feitosa, G. A., Araújo-Piovezan, T. G., Alves, A. E. O., y Dantas, J. O. (2021). Impacts of dam construction on the macroinvertebrate community in the Poxin-Açú, in a tropical region. *Revista Ambiente & Água*, 16, e2704.
183. Vásquez, M., & Medina, C. (2015). Calidad de agua según los macroinvertebrados bentónicos y parámetros físico-químicos en la microcuenca del río Tablachaca (Ancash, Perú) 2014. *Rebiol*, 35(2).
184. Vázquez-Rodríguez, G. A., y Gallo-González, A. K. (2021). Uso de zeolitas para el control de fuentes no puntuales de contaminación del agua: revisión. *Ingeniería del agua*, 25(4), 241-255.
185. Velásquez Guarniz, M. N. (2018). Macroinvertebrados Bentónicos Como Bioindicadores de Calidad de Agua En Lagunas de La Cabecera de Cuenca del Río Rímac y Cuenca Del Mantaro de la Región Central del Perú, 2015.
186. Velóz, N. (2018). Estudio de los factores condicionantes de contaminación que afectan la calidad del agua de la microcuenca del río Chibunga – Chimborazo. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 1.
187. Vera-Sánchez, D.-A., & Pinilla-Agudelo, G. A. (2020). Aproximación preliminar a un índice multimétrico de macroinvertebrados (IMARBO) para evaluar el estado ecológico de ríos de las cuencas alta y media del río Chicamocha en Boyacá, Colombia. *Gestión y Ambiente*, 23(1). <https://doi.org/10.15446/ga.v23n1.83792>
188. Villacorta, S., Fidel, L., & Zavala Carrion, B. (2015). Mapa de amenazas por movimientos en masa. *Revista de La Asociación Geológica Argentina*, 69(3).
189. Wang, J., Soininen, J., & Heino, J. (2021). Ecological indicators for aquatic biodiversity, ecosystem functions, human activities and climate change. In *Ecological Indicators* (Vol. 132). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108250>

190. Weissteiner, C. J., Bouraoui, F., & Aloe, A. (2013). Reduction of nitrogen and phosphorus loads to European rivers by riparian buffer zones. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 408. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013044>
191. Wiberg-Larsen, T. (2018). *Ecology of Chironomidae: Distribution patterns and bioindication potential*. *Hydrobiologia*, 809(1), 17-29. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3406-9>
192. Wohl, E., & Scott, D. N. (2017). Wood and sediment storage and dynamics in river corridors. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(1). <https://doi.org/10.1002/esp.3909>
193. Wohl, E., Lane, S. N., & Wilcox, A. C. (2015). The science and practice of river restoration. *Water Resources Research*, 51(8). <https://doi.org/10.1002/2014WR016874>
194. Yi, L., Sun, Y., Ouyang, X., & Yin, S. (2022). Identifying the Impacts of Climate Change and Human Activities on Vegetation Cover Changes: A Case Study of the Yangtze River Basin, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(10). <https://doi.org/10.3390/ijerph19106239>
195. Zambrano Quiñones, V. (2020). Modelos ecológicos para estudiar la calidad hidrobiológica del agua en el río Bitaco empleando macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad del agua.
196. Zúñiga-Ruiz, P., Solano-Aguileta, J. A., Amaro-Espejo, I. A., Salcedo-Garduño, M. G., y Velázquez, C. R. (2021). Evaluación de la contaminación en 2 Veracruz. *RINDERESU*, 5(2).
197. Zurita, E. (2016). Aplicación combinada del método BMWP –ABI – ICA para la evaluación de la calidad del agua de la microcuenca del río Atapo-Pomachaca parroquia Palmira. In *Facultad de Ciencias (Vol. 1)*.

## ANEXOS

## Anexo 1. Registro fotográfico de la fase de campo



a. Toma de muestra de agua



b. Desechos inorgánicos presentes en la ribera del río

c. Medición de parámetros físicos *in situ*

d. Colecta de macroinvertebrados



e. Separación de macroinvertebrados

## Anexo 2. Registro fotográfico de la Fase de Laboratorio



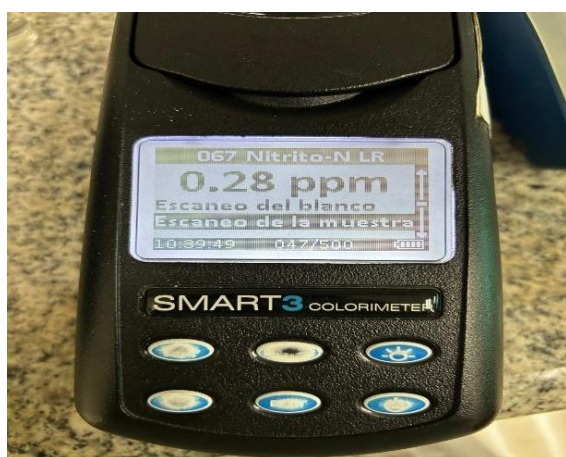
a. Clasificación de macroinvertebrados por familias



b. Análisis de Coliformes fecales Totales



c Análisis de la Turbidez



d. Análisis de Nitritos y Fosfatos

### Anexo 3. Puntuaciones ABI por familia

Clase	Orden	Familia	Andean Biotic Index	Valores de tolerancia ajustados para aplicación del FBI	Clase	Orden	Familia	Andean Biotic Index	Valores de tolerancia ajustados para aplicación del FBI
Hydrozoa		Hydridae (Roldan-Pérez, 2012)	10	0			Hydroptilidae	6	4
Turbellaria	Tricladia		5	5			Xiphocentronidae	8	2
Hyrudinea			3	7			Hydrobiosidae	8	2
Oligoqueta		Tubificidae	1	9			Glossosomatidae	7	3
Gasteropoda		Ancylidae	6	4		Trichoptera	Hydropsychidae	5	5
		Physidae	3	7	Anomalopsychidae		10	0	
		Hydrobiidae	3	7	Philopotamidae		8	2	
		Limnaeidae	3	7	Limnephilidae		7	3	
		Planorbidae	3	7					
					Lepidoptera		Pyralidae	4	6
Bivalvia		Sphaeriidae	3	7		Coleoptera	Ptilodactylidae	5	5
		Hyridae	3	7	Lampyridae		5	5	
Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	6	4	Psephenidae		5	5	
Ostracoda			3	7	Scirtidae (Helodidae)		5	5	
Acari	Hydracarina		4	6	Staphylinidae		3	7	
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	4	6			Elmidae	5	5
		Leptophlebiidae	10	0			Dryopidae	5	5
		Leptohyphidae	7	3			Gyrinidae	3	7
		Oligoneuridae	10	0			Dytiscidae	3	7
	Odonata	Aeshnidae	6	4			Hydrophilidae	3	7
		Gomphidae	8	2		Hydraenidae	5	5	
		Libellulidae	6	4					
		Coenagrionidae	6	4		Athericidae	10	0	
		Calopterygidae	8	2		Blepharoceridae	10	0	
	Polythoridae	10	0		Simuliidae	5	5		
					Tabanidae	4	6		
	Plecóptera	Perlidae	10	0		Tipulidae	5	5	
		Gripopterygidae	10	0		Limoniidae	4	6	
	Heteróptera	Veliidae	5	5		Ceratopogonidae	4	6	
		Gerridae	5	5		Dixidae	4	6	
		Corixidae	5	5		Psychodidae	3	7	
		Notonectidae	5	5		Dolichopodidae	4	6	
		Belostomatidae	4	6		Stratiomyidae	4	6	
		Naucoridae	5	5		Empididae	4	6	
	Trichóptera	Helicopsychidae	10	0		Chironomidae	2	8	
Calamoceratidae		10	0		Culicidae	2	8		
Odontoceridae		10	0		Muscidae	2	8		
Leptoceridae		8	2		Ephydriidae	2	8		
Polycentropodidae		8	2		Syrphidae	1	9		

Nota: Tomado de Cárdenas, et al (2018)

#### Anexo 4. Tabla de puntuación del índice SVAP

Criterio	Valores				
	10	7	5	3	1
Apariencia del agua	Muy clara	Algo turbia		Bastante turbia	Muy turbia
Sedimentos (Remover el fondo)	El agua se mantiene clara	2 seg. mientras se aclara el agua	5 seg. Mientras se aclara el agua	8 seg. Mientras se aclara el agua	No se aclara el agua
Zona ribereña (ancho y calidad)	Bosque primario en toda la orilla	Parches de algún tipo de árboles	Franjas de pocos árboles	Plantaciones en las orillas	Potreros en las orillas
Sombra	100% de sombra sobre el cauce	75% de sombra sobre el cauce	50% de sombra sobre el cauce	25% de sombra sobre el cauce	No hay sombra
Pozas	Abundancia de todo tipo de pozas	Poca presencia de pozas (3 a 4)		Presencia de pozas no profundas (2 a 4)	No hay pozas
Condiciones del cauce	Cauce natural no hay sedimentación	Evidencia de alteración en el cauce		El cauce ha sido modificado	El cauce está completamente modificado
Alteración hidrológica (desbordes)	Ocurren una o varias veces al año	Ocurren cada uno o dos años		Ocurren cada tres o cinco años	No hay desbordes
Refugio para peces	Más de siete tipos de refugio	Seis o siete tipos de refugio	Cuatro o cinco tipos de refugio	Dos o tres tipos de refugio	Cero o un tipo de refugio
Refugio para macroinvertebrados	Cinco o más tipos	Tres o cuatro tipos		Uno o dos tipos	Cero o un tipo de hábitats presentes
Estabilidad de las orillas	Estables, raíces de árboles protegen	Moderadamente, las orillas se erosionan en las curvas		Inestables, algunas raíces expuestas y árboles cayendo	Inestable, muchos árboles cayendo
Barrera al movimiento de peces	No hay barreras	Obstrucciones hechas por el ser humano		Alcantarillas o puentes	Represas o desviaciones del agua
Presión de pesca	Nadie pesca ahí	La pesca es poco frecuente, no se usan redes		Se pesca con anzuelos o atarraya, pocas veces con veneno	Pesca indiscriminada con veneno y trasmallo
Presencia de desechos sólidos	No hay evidencia de basura	Presencia de desechos sólidos	Presencia de desechos sólidos (1 o 2 tipos)	Presencia moderada de basura (más de 3 tipos)	Abundancia de basura
Presencia de estiércol	No hay evidencia cerca del río	Ganado en las riberas sin acceso al río		Estiércol o ganado en el río	Mucho estiércol o tuberías que descargan aguas negras
Aumento de nutrientes de origen orgánicos	No hay algas filamentosas	Crecimiento moderado de algas		Abundancia de algas filamentosas, aguas verdes	Exceso de algas, aguas verdes, celestes o gris o café

Nota: Tabla tomada de López L. (2011)

Una vez realizada la asignación de valores, se debe realizar un promedio de cada parámetro con las valoraciones de cada parámetro, y con un promedio total se colocó un estado del ecosistema, en base a la siguiente tabla de puntuación (Anexo 5)

**Anexo 5.** Puntuación final de calidad de ecosistema del índice SVAP

Ámbito de puntajes	Clase
9,6 a 10	Excelente
7,7 a 8,5	Bueno
6,1 a 7,0	Regular
3,1 a 5,3	Pobre
1,0 a 2,2	Muy pobre

*Nota: Tabla tomada de Mafla (2005)*

**Anexo 5.**

Abundancia de macroinvertebrados muestreados en las dos épocas estacionarias

Punto 1			Punto 1		
	Seca	Lluviosa	Familia	Seca	Lluviosa
Familia	Puntuación	Puntuación			
<i>Oligochaeta</i>	25	7	<i>Oligochaeta</i>	38,50	24,50
<i>Chironomidae</i>	15	5	<i>Chironomidae</i>	23,10	17,50
<i>Lymnaeidae</i>	5	0	<i>Lymnaeidae</i>	7,70	0,00
<i>Ptilodactylidae</i>	5	1	<i>Ptilodactylidae</i>	7,70	3,50
Total	50	13		64,94	28,57

Punto 2			Punto 2		
	Seca	Lluviosa	Familia	Seca	Lluviosa
Familia	Puntuación	Puntuación			
<i>Oligochaeta</i>	35	13	<i>Oligochaeta</i>	35,35	13,13
<i>Chironomidae</i>	27	9	<i>Chironomidae</i>	27,27	9,09
<i>Veliidae</i>	5	0	<i>Veliidae</i>	5,05	0,00
<i>Dryopidae</i>	7	3	<i>Dryopidae</i>	7,07	3,03
Total	74	25		74,75	25,25

Punto 3			Punto 3		
	Seca	Lluviosa	Familia	Seca	Lluviosa
Familia	Puntuación	Puntuación			
<i>Oligochaeta</i>	43	10	<i>Oligochaeta</i>	59,72	55,56
<i>Chironomidae</i>	24	7	<i>Chironomidae</i>	33,33	38,89
<i>Pyralidae</i>	3	1	<i>Pyralidae</i>	4,17	5,56
<i>Tripulidae</i>	2	0	<i>Tripulidae</i>	2,78	0,00
Total	72	18		72,00	18,00

Punto 4		
	Seca	Lluviosa
Familia	Puntuación	Puntuación
<i>Oligochaeta</i>	41	7
<i>Chironomidae</i>	74	9
<i>Hydranidae</i>	3	1
<i>Dysticidae</i>	2	2
Total	120	19

Punto 4		
Familia	Seca	Lluviosa
<i>Oligochaeta</i>	34,17	6,93
<i>Chironomidae</i>	61,67	8,91
<i>Hydranidae</i>	2,50	0,99
<i>Dysticidae</i>	2,68	1,98
	120,00	101,00

Punto 5		
	Seca	Lluviosa
Familia	Puntuación	Puntuación
<i>Oligochaeta</i>	57	7
<i>Chironomidae</i>	68	11
<i>Syrphidae</i>	1	0
<i>Dysticidae</i>	2	1
Total	128	19

Punto 5		
Familia	Seca	Lluviosa
<i>Oligochaeta</i>	44,53	5,74
<i>Chironomidae</i>	53,13	9,02
<i>Syrphidae</i>	0,78	0,00
<i>Dysticidae</i>	2,68	0,82
	128,00	122,00

Punto 6		
	Seca	Lluviosa
Familia	Puntuación	Puntuación
<i>Oligochaeta</i>	46	13
<i>Ptilodactylidae</i>	2	0
<i>Chironomidae</i>	67	4
<i>Syrphidae</i>	2	1
Total	117	18

Punto 6		
Familia	Seca	Lluviosa
<i>Oligochaeta</i>	39,32	13,00
<i>Ptilodactylidae</i>	1,71	0,00
<i>Chironomidae</i>	57,26	4,00
<i>Syrphidae</i>	1,71	1,00
	117,00	100,00