



**UNIVERSIDAD NACIONAL DE CHIMBORAZO**

**VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN,  
VINCULACIÓN Y POSGRADO**

**DIRECCIÓN DE POSGRADO**

**TESIS PREVIA A LA OBTENCIÓN DEL GRADO DE:**

**MAGÍSTER EN INGENIERÍA AMBIENTAL CON MENCIÓN EN  
RECURSOS HÍDRICOS**

**TEMA:**

**“EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA EN LOS RÍOS, SICALPA Y  
LLIN-LLIN, DEL CANTÓN COLTA, MEDIANTE EL USO DE LOS  
ÍNDICES ICA, BMWP y ABI”**

**AUTORA:**

**Ing. Olga María Carrillo Veintimilla**

**TUTOR:**

**Ing. Marcel Paredes Herrera, Mgs.**

**Riobamba – Ecuador**

**2025**

## **Certificación del Tutor**

Certifico que el presente trabajo de titulación denominado: “EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA EN LOS RÍOS, SICALPA Y LLIN-LLIN, DEL CANTÓN COLTA, MEDIANTE EL USO DE LOS ÍNDICES ICA, BMWP y ABI”, ha sido elaborado por la Ing. Olga María Carrillo Veintimilla, el mismo que ha sido orientado y revisado con el asesoramiento permanente de mi persona en calidad de Tutor. Así mismo, refrendo que dicho trabajo de titulación ha sido revisado por la herramienta anti plagio institucional; por lo que certifico que se encuentra apto para su presentación y defensa respectiva.

Es todo cuanto puedo informar en honor a la verdad.

Riobamba, 24 de marzo de 2025



---

Ing. Marcel Paredes Herrera, Mgs.

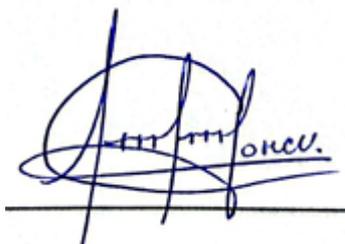
**TUTOR**

## **Declaración de Autoría y Cesión de Derechos**

Yo, Olga María Carrillo Veintimilla, con número único de identificación 0603857822, declaro y acepto ser responsable de las ideas, doctrinas, resultados y lineamientos alternativos realizados en el presente trabajo de titulación denominado: “EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA EN LOS RÍOS, SICALPA Y LLIN-LLIN, DEL CANTÓN COLTA, MEDIANTE EL USO DE LOS ÍNDICES ICA, BMWP y ABI”, previo a la obtención del grado de Magíster en Ingeniería Ambiental con mención en Recursos Hídricos.

- Declaro que mi trabajo investigativo pertenece al patrimonio de la Universidad Nacional de Chimborazo de conformidad con lo establecido en el artículo 20 literal j) de la Ley Orgánica de Educación Superior LOES.
- Autorizo a la Universidad Nacional de Chimborazo que pueda hacer uso del referido trabajo de titulación y a difundirlo como estime conveniente por cualquier medio conocido, y para que sea integrado en formato digital al Sistema de Información de la Educación Superior del Ecuador para su difusión pública respetando los derechos de autor, dando cumplimiento de esta manera a lo estipulado en el artículo 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior LOES.

Riobamba, 24 de marzo de 2025



**Ing. Olga María Carrillo Veintimilla**  
N.U.I. 0603857822

## **Agradecimiento**

De manera muy especial quiero agradecer a nuestro creador Dios, quien ha hecho posible la culminación de este proyecto, por brindarme la fortaleza, sabiduría y perseverancia en cada etapa, ha sido una de mis metas en mi vida profesional y personal. A mi amada familia quienes me inspiraron y me motivaron en cada esfuerzo realizado en esta investigación, agradezco su apoyo incondicional y mi razón para continuar.

Hago extenso un agradecimiento sincero a mi tutor, el Ing. Marcel Paredes Herrera, Msc., por su guía y apoyo a lo largo del proceso. Su orientación y compromiso fueron pilares fundamentales para el desarrollo y culminación de este trabajo.

Agradezco a la Universidad Nacional de Chimborazo por brindarme una enseñanza de calidad y por contribuir a mi formación profesional y personal. A esta institución le debo gran parte del conocimiento y las experiencias que enriquecieron mi trayecto.

Por último, extiendo mi gratitud a mis compañeros, quienes me ofrecieron su apoyo incondicional y su colaboración en diversas formas, por permitirnos hacer amistad y compartir las aulas y enriquecer nuestra parte humana.

A todos mi más profundo y sincero agradecimiento por ser una parte esencial en la culminación de esta investigación.

*Olga María Carrillo Veintimilla*

## **Dedicatoria**

Quiero dedicar este trabajo a Dios guía de todo mi ser, a mis amados padres por su sacrificio, a mi amada familia mi esposo mis queridos hijos por su inmenso amor, ellos son quienes me dieron su apoyo y los principales protagonistas de este sueño alcanzado. La dedicación y el amor puesto en cada una de las actividades realizadas, las anécdotas que siempre serán recordadas.

*Olga María Carrillo Veintimilla*

## Índice General

<b>Certificación del Tutor</b> .....	
<b>Declaración de Autoría y Cesión de Derechos</b> .....	
<b>Agradecimiento</b> .....	
<b>Dedicatoria</b> .....	
<b>Índice General</b> .....	
<b>Índice de Tablas</b> .....	
<b>Índice de Figuras</b> .....	
<b>Resumen</b> .....	
<b>Abstract</b> .....	
<b>Introducción</b> .....	<b>13</b>
<b>Capítulo 1 Generalidades</b> .....	<b>15</b>
1.1 Planteamiento del problema .....	15
1.2 Justificación de la Investigación .....	16
1.3 Objetivos .....	17
1.3.1 Objetivo general .....	17
1.3.2 Objetivos específicos .....	17
<b>Capítulo 2 Estado del Arte y la Práctica</b> .....	<b>18</b>
2.1 Fundamentación legal .....	18
2.2 Fundamentación Teórica .....	18
2.2.1 Introducción al estudio de la calidad del agua .....	18
2.2.2 Evaluación de la calidad del agua .....	20
2.2.3 Indicadores biológicos en la evaluación de la calidad del agua .....	22
2.2.4 Métodos de evaluación de la calidad del agua .....	24
2.2.5 Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party) .....	24
2.2.6 Índice ABI (Andean Biotic Index) .....	25

2.2.7	Impacto de las actividades humanas en la calidad del agua .....	26
2.2.8	Gestión ambiental y estrategias de conservación .....	27
<b>Capítulo 3 Diseño Metodológico.....</b>		<b>29</b>
3.1	Enfoque de la investigación.....	29
3.2	Diseño de la investigación.....	29
3.3	Área de estudio .....	29
3.4	Técnicas e instrumentos de muestreo y recolección de datos .....	31
3.4.1	Recolección de muestras de agua .....	31
3.4.2	Análisis de calidad de agua .....	32
3.5	Identificación macroinvertebrados bentónicos en laboratorio.....	33
3.6	Cálculo índice de calidad ICA.....	34
3.6.1	Pesos relativos del índice (ICA) .....	34
3.7	Cálculo índice de calidad BMWP.....	35
3.8	Calculo índice ABI .....	36
3.9	Análisis estadístico .....	39
<b>Capítulo 4 Análisis y Discusión de los Resultados.....</b>		<b>40</b>
4.1	Análisis de la correlación que existe entre los macroinvertebrados acuáticos y los parámetros fisicoquímicos del agua en los ríos Sicalpa y Llin-Llin del cantón Colta .....	40
4.1.1	Análisis de macroinvertebrados bentónicos microcuenca Sicalpa .....	42
4.1.2	Análisis de macroinvertebrados bentónicos microcuenca Llin-Llin .....	46
4.2	Calidad de agua mediante la comparación de los índices BMWP y ABI, en los ríos Sicalpa y Llin-Llin del cantón Colta.....	50
4.2.1	Biological Monitoring Worlking Party (BMWP) del río Sicalpa .....	50
4.2.2	Índice Biológico Andino (ABI), del río Sicalpa .....	51
4.2.3	Biological Monitoring Worlking Party (BMWP) del río Llin-Llin.....	53
4.2.4	Índice Biológico Andino (ABI), del río Llin-Llin .....	55

4.2.5	Evaluación comparativa de los resultados obtenidos a partir del cálculo de los índices biológicos BMWP-ABI de la microcuenca Sicalpa .....	56
4.2.6	Evaluación comparativa de los resultados obtenidos a partir del cálculo de los índices biológicos BMWP-ABI de la microcuenca Llin-Llin .....	57
4.3	Discusión de los Resultados .....	58
	<b>Capítulo 5 .....</b>	<b>62</b>
	<b>Conclusiones.....</b>	<b>62</b>
	<b>Recomendaciones.....</b>	<b>63</b>
	<b>Referencias Bibliográficas .....</b>	<b>64</b>

## Índice de Tablas

<b>Tabla 1.</b> Formulario para campo del registro de datos .....	32
<b>Tabla 2.</b> Parámetros <i>in-situ</i> .....	32
<b>Tabla 3.</b> Parámetros en laboratorio .....	33
<b>Tabla 4.</b> Registro de datos de macroinvertebrados .....	33
<b>Tabla 5.</b> Ecuaciones para determinar los diferentes índices de calidad del agua .....	34
<b>Tabla 6.</b> Importancia relativa de cada factor en la determinación de la calidad mediante el índice ICA- NSF .....	34
<b>Tabla 7.</b> Valores de categorización del índice de calidad de agua .....	35
<b>Tabla 8.</b> Familias y sus respectivas puntuaciones .....	35
<b>Tabla 9.</b> Rangos del índice BMWP .....	36
<b>Tabla 10.</b> Puntuación del índice ABI.....	37
<b>Tabla 11.</b> Clasificación de calidad del agua según el índice ABI .....	38
<b>Tabla 12.</b> Estaciones de muestreo microcuenca Sicalpa .....	41
<b>Tabla 13.</b> Estaciones de muestreo microcuenca Llin-Llin.....	41
<b>Tabla 14.</b> Macroinvertebrados bentónicos identificados en la microcuenca Sicalpa .....	42
<b>Tabla 15.</b> Parámetros fisicoquímicos y riqueza de familias de macroinvertebrados en la microcuenca Sicalpa .....	44
<b>Tabla 16.</b> Macroinvertebrados bentónicos identificados en la microcuenca Llin-Llin .....	46
<b>Tabla 17.</b> Parámetros fisicoquímicos y riqueza de familias de macroinvertebrados en la microcuenca Llin-Llin .....	47
<b>Tabla 18.</b> Resumen de resultados obtenidos del índice BMWP del río Sicalpa.....	51
<b>Tabla 19.</b> Resumen de resultados obtenidos del índice ABI del río Sicalpa .....	53
<b>Tabla 20.</b> Resumen de resultados obtenidos del índice BMWP del río Llin-Llin.....	54
<b>Tabla 21.</b> Resumen de resultados obtenidos del índice ABI del río Llin-Llin .....	56

## Índice de Figuras

<b>Figura 1.</b> Microcuenca Sicalpa, cantón Colta, provincia de Chimborazo .....	30
<b>Figura 2.</b> Microcuenca Llin-Llin, cantón Colta, provincia de Chimborazo .....	30
<b>Figura 3.</b> Matriz de correlación entre parámetros fisicoquímicos y riqueza de familias en la microcuenca Sicalpa .....	45
<b>Figura 4.</b> Matriz de correlación entre parámetros fisicoquímicos y riqueza de familias en la microcuenca Llin-Llin .....	49
<b>Figura 5.</b> Índice de calidad de agua BMWP del río Sicalpa.....	50
<b>Figura 6.</b> Índice de calidad de agua ABI del río Sicalpa .....	52
<b>Figura 7.</b> Índice de calidad de agua BMWP del río Llin-Llin.....	54
<b>Figura 8.</b> Índice de calidad de agua ABI del río Llin-Llin .....	55
<b>Figura 9.</b> Comparación Índice BMWP y ABI de la microcuenca Sicalpa .....	57
<b>Figura 10.</b> Comparación Índice BMWP y ABI de la microcuenca Llin-Llin .....	58

## Resumen

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la calidad de agua en los ríos, Sicalpa y Llin-Llin, del cantón Colta, mediante el uso de los índices ICA, BMWP y ABI, ubicadas en el cantón Colta, provincia de Chimborazo. Se establecieron 10 puntos de muestreo en cada microcuenca, los mismos que se distribuyeron en función de la cobertura de uso del suelo y la accesibilidad. En cada punto de muestreo se realizó la recolección de muestras de agua para determinar parámetros físicoquímicos y microbiológicos. Para la recolección de macroinvertebrados bentónicos se utilizó una red tipo D-net. En relación con los macroinvertebrados bentónicos la microcuenca del río Sicalpa registro un total de 3364 individuos distribuidos en 19 familias y 7 órdenes, mientras que la microcuenca del río Llin-Llin registro 8684 individuos distribuidos en 26 familias y 9 órdenes. La combinación de familias tolerantes y sensibles permite inferir gradientes de contaminación y cambios en la estructura del hábitat, proporcionando información clave sobre el estado de salud del ecosistema. La calidad del agua a través de los índices ICA, BMWP y ABI en las microcuencas Sicalpa y Llin-Llin, indican que ambos cuerpos de agua presentan una calidad de dudosa a buena. Los resultados del ICA indican una calidad de agua que varía entre regular y mala, mientras que los índices BMWP y ABI evidencian un deterioro ecológico significativo reflejado en la disminución de macroinvertebrados sensibles a la contaminación. En conjunto, los resultados revelan una mayor presión ambiental sobre el río Sicalpa y mejor estado ecológico en el río Llin-Llin. Esta variabilidad en los resultados pone de manifiesto que las actividades antrópicas en las microcuencas se están convirtiendo en una amenaza a la estabilidad de los ecosistemas altoandinos.

**Palabras claves:** Calidad de agua, ABI, BMWP, ICA, Macroinvertebrados bentónicos, Microcuenca Sicalpa y Lin-Llin.

## Abstract

The objective of this study was to evaluate water quality in the Sicalpa and Llin-Llin rivers of the Colta canton, Chimborazo province, using the ICA, BMWP, and ABI indices. Ten sampling points were established in each micro-watershed, distributed according to land use coverage and accessibility. Water samples were collected at each sampling point to determine physicochemical and microbiological parameters. A D-net was used to collect benthic macroinvertebrates. Regarding benthic macroinvertebrates, the Sicalpa River micro-watershed recorded a total of 3,364 individuals distributed across 19 families and 7 orders, while the Llin-Llin River micro-watershed recorded 8,684 individuals distributed across 26 families and 9 orders. The combination of tolerant and sensitive families allows for inferring pollution gradients and changes in habitat structure, providing key information on the ecosystem's health. Water quality indices (ICA, BMWP, and ABI) in the Sicalpa and Llin Llin micro-basins indicate that both bodies of water are of questionable to good quality. The ICA results indicate water quality ranging from fair to poor, while the BMWP and ABI indices reveal significant ecological deterioration, reflected in the decline of pollution sensitive macroinvertebrates. Overall, the results reveal increased environmental pressure on the Sicalpa River and improved ecological status in the Llin-Llin River. This variability in the results demonstrates that human activities in the micro-basins are becoming a threat to the stability of high Andean ecosystems.

**Keywords:** Water quality, ABI, BMWP, ICA, Benthic macroinvertebrates, Sicalpa and Lin Llin microbasin.



Firmado electrónicamente por:  
SANDRA LILIANA  
ABARCA GARCIA  
Validar únicamente con FirmaEC

Reviewed by:

Lic. Sandra Abarca Mgs.

ENGLISH PROFESSOR

C.C. 0601921505

## Introducción

La calidad del agua es primordial para el bienestar de los ecosistemas y la salud pública, especialmente en áreas rurales donde las comunidades dependen directamente de los recursos hídricos para sus necesidades diarias (Tello & Sánchez, 2019). El cantón Colta, en la provincia de Chimborazo, Ecuador, cuenta con los ríos Sicalpa y Llin-Llin, fuentes hídricas esenciales para la población local y los sistemas agrícolas de la región (Ministerio del Ambiente, 2020). Sin embargo, estos ríos enfrentan presiones ambientales derivadas de actividades humanas como la agricultura, ganadería y uso doméstico, lo que plantea la necesidad de evaluaciones periódicas de su calidad de agua (Cumbal & Ordoñez, 2023; Salau & Soliz, 2023).

Para llevar a cabo estas evaluaciones, los métodos basados en índices de calidad de agua se han consolidado como herramientas efectivas. Los índices de calidad de agua (ICA\*) permiten sintetizar diversos parámetros fisicoquímicos en un solo valor representativo, proporcionando una evaluación general del estado del agua (Robalino, 2017). Adicionalmente, el índice BMWP (Biological Monitoring Working Party) se enfoca en la presencia de macroinvertebrados, cuya composición refleja el grado de contaminación orgánica en cuerpos de agua dulce (Armitage, P., Moss, D., Wright, J., & Furse, 1983). Este índice ha sido validado en diversas investigaciones en América Latina, donde se ha demostrado su eficacia en la identificación de problemas de calidad de agua (Gómez, J., & Calles, 2017).

Por otro lado, el índice ABI (Andean Biotic Index) se usa para evaluar el equilibrio biológico de un cuerpo de agua, basado en indicadores de diversidad y sensibilidad de especies (Meneses et al., 2019). En conjunto, estos índices permiten realizar una evaluación integral del estado del agua, que es crítica para el desarrollo de políticas de conservación y manejo sostenible de los recursos hídricos locales (Robledo, 2022). Los estudios en cuerpos de agua como los ríos Sicalpa y Llin-Llin no solo ayudan a proteger la biodiversidad local, sino que también proveen información esencial para la toma de decisiones en el ámbito de la gestión ambiental (Cumbal & Ordoñez, 2023; Salau & Soliz, 2023).

En el contexto de los ecosistemas de páramo y los Andes ecuatorianos, los estudios sobre la calidad de agua adquieren especial relevancia debido a su papel en la conservación de la biodiversidad y en la regulación del ciclo hídrico (Chuncho, 2019). La evaluación de la

calidad de agua mediante métodos holísticos y adaptados a la realidad ambiental y social de Ecuador contribuye al fortalecimiento de estrategias de gestión y conservación ambiental (Choque et al., 2022). Además, en el contexto del cambio climático y el incremento de actividades antrópicas, resulta prioritario establecer una línea base de calidad de agua que permita el monitoreo continuo y la implementación de medidas correctivas a largo plazo (Chuqui & Manzaba, 2021).

Este estudio se centra en la aplicación de los índices ICA, BMWP y ABI para evaluar la calidad del agua en los ríos Sicalpa y Llin-Llin en el cantón Colta. A través de estos indicadores, se buscó identificar las principales fuentes de contaminación y su impacto en la integridad ecológica de los cuerpos de agua locales. Así, esta investigación no solo pretende aportar al conocimiento científico, sino también servir como base para futuras políticas de manejo y conservación de los recursos hídricos en la región (Santillán, 2024).

# Capítulo 1

## Generalidades

### 1.1 Planteamiento del problema

El agua es un recurso fundamental para la vida, desempeñando un papel esencial en el desarrollo de los ecosistemas y en la salud humana. Su disponibilidad y calidad son factores determinantes para el bienestar de las comunidades, especialmente en regiones donde el acceso a fuentes seguras es limitado (Guadarrama et al., 2016). En Ecuador, la gestión de los recursos hídricos enfrenta múltiples desafíos debido a la creciente presión antropogénica, el cambio climático y la contaminación generada por diversas actividades económicas y urbanas (Tello & Sánchez, 2019).

En el cantón Colta, provincia de Chimborazo, los ríos Sicalpa y Llin-Llin constituyen fuentes hídricas de gran importancia para las comunidades locales, tanto para el consumo humano como para actividades agrícolas y ganaderas. Sin embargo, en los últimos años el río Sicalpa ha manifestado signos de deterioro en la calidad del agua, atribuidos principalmente a la contaminación por residuos domésticos, descargas industriales, uso intensivo de agroquímicos entre otros. Estudios previos han demostrado que los cuerpos de agua en la región andina ecuatoriana presentan niveles preocupantes de contaminación, con presencia de metales pesados, materia orgánica y una reducción en la biodiversidad acuática, lo que evidencia la necesidad de una evaluación sistemática y detallada (Cumbal & Ordoñez, 2023; Salau & Soliz, 2023).

Para comprender la magnitud del problema y sus posibles implicaciones, fue necesario aplicar los índices ICA, BMWP y ABI, los cuales han demostrado ser herramientas eficaces para la evaluación de la calidad hídrica a partir de parámetros fisicoquímicos y biológicos (Márquez et al., 2023; Meneses et al., 2019; Robalino, 2017).

La presente investigación es fundamental para la formulación de estrategias de conservación y manejo sostenible del agua en el cantón Colta. La contaminación de los ríos no solo afecta la biodiversidad acuática, sino que también representa un riesgo significativo para la salud de la población local, al incrementar la exposición a enfermedades de origen hídrico y reducir la disponibilidad de agua apta para consumo y uso agrícola (Chuqui & Manzaba, 2021). Además, la generación de datos científicos permitirá fortalecer la toma de decisiones

en materia de políticas ambientales y contribuir a la concienciación de las comunidades sobre la importancia de proteger estos ecosistemas hídricos.

A través de la evaluación de la calidad del agua, se generó información que permitió mitigar los impactos de la contaminación y promover estrategias de conservación, garantizando así la sostenibilidad de estos ecosistemas y el bienestar de la población que depende de ellos.

## **1.2 Justificación de la Investigación**

Los cuerpos de agua altoandinos están expuestos a contaminantes provenientes de la agricultura intensiva, los desechos domésticos y la deforestación. Estos factores alteran la composición fisicoquímica y biológica del agua, lo que puede generar pérdida de biodiversidad y aumentar el riesgo de enfermedades de origen hídrico en las comunidades cercanas. Por ello, fue crucial aplicar herramientas científicas que permitieron evaluar el impacto de la contaminación en los ecosistemas acuáticos y su calidad para el consumo humano.

Este estudio utilizó tres índices ampliamente reconocidos para evaluar la calidad del agua: ICA (que sintetiza parámetros fisicoquímicos en un solo valor), BMWP (que mide la contaminación mediante macroinvertebrados) y ABI (que analiza la estructura biológica de los ecosistemas acuáticos). La combinación de estos métodos permitió diagnosticar con precisión el estado ecológico de los ríos Sicalpa y Llin-Llin, identificando las principales fuentes de contaminación y sus efectos sobre la biodiversidad.

Los resultados de la investigación proporcionaron información clave para la gestión del recurso hídrico en la región, facilitando la toma de decisiones basada en evidencia. Además, contribuyó al desarrollo de estrategias de conservación y mitigación de impactos ambientales, promoviendo un manejo sostenible del agua en el cantón Colta. En un contexto de creciente presión sobre los ecosistemas hídricos, este estudio no solo tiene relevancia científica, sino que también ofrece herramientas prácticas para proteger el bienestar de las comunidades y la integridad ecológica de los ríos.

### **1.3 Objetivos**

#### **1.3.1 Objetivo general**

Evaluar y comparar la calidad del agua en los ríos Sicalpa y Llin-Llin del cantón Colta, mediante la aplicación de los índices ICA, BMWP y ABI.

#### **1.3.2 Objetivos específicos**

1. Determinar la correlación que existe entre los macroinvertebrados acuáticos y los parámetros fisicoquímicos del agua en los ríos Sicalpa y Llin-Llin del cantón Colta.
2. Evaluar la calidad de agua mediante la comparación de los índices ICA, BMWP y ABI, en los ríos Sicalpa y Llin-Llin del cantón Colta.

## **Capítulo 2**

### **Estado del Arte y la Práctica**

#### **2.1 Fundamentación legal**

El derecho ambiental es una de las ramas más dinámicas del derecho internacional, con convenios internacionales que fortalecen tanto la legislación ambiental global como la nacional. El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) ha impulsado iniciativas clave en este campo. En 1987, presentó el informe Brundtland y renovó la Carta Mundial sobre el Derecho a la Diversidad Biológica. Posteriormente, la Cumbre de la Tierra estableció marcos legales como la Declaración de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo, mientras que la Convención de Cambio Climático siguió avanzando hasta la Cumbre del Clima de París en 2015 (ONU, 2014).

En Ecuador, la Constitución garantiza el acceso seguro al agua y un entorno ecológicamente equilibrado. El neoconstitucionalismo del país ha incorporado demandas ancestrales de los pueblos indígenas, creando nuevos derechos ambientales. La Constitución reconoce el agua como un derecho humano inalienable y un patrimonio estratégico de uso público (Sofia et al., 2020).

Para garantizar este derecho, se establecen principios como sostenibilidad, precaución y prevención, asegurando la gestión eficiente del recurso. Además, el Estado tiene la responsabilidad de decidir sobre su uso y destino, priorizando el bienestar de las comunidades y las futuras generaciones. De esta manera, la legislación ecuatoriana refuerza el marco legal para la protección del agua y el medio ambiente.

#### **2.2 Fundamentación Teórica**

##### **2.2.1 *Introducción al estudio de la calidad del agua***

El estudio de la calidad del agua en la región andina de Ecuador es un proceso científico que implica la evaluación de parámetros fisicoquímicos, biológicos y microbiológicos con el fin de determinar el estado actual de los cuerpos de agua y su aptitud para diversos usos. Dada la importancia de los ecosistemas altoandinos como fuentes hídricas estratégicas, su monitoreo resulta esencial para la gestión sostenible del recurso y la mitigación de impactos ambientales derivados de actividades antrópicas (Quishpi et al., 2018).

En esta región, los cuerpos de agua están expuestos a múltiples presiones, incluyendo la contaminación por actividades agrícolas, descargas de aguas residuales domésticas e industriales, y los efectos del cambio climático. Para su análisis, se emplean metodologías integrales, como el índice ICA, BMWP y el ABI, los cuales permiten caracterizar la contaminación y su impacto sobre la biodiversidad acuática (Déley & Santillán, 2016)

El estudio de la calidad del agua en la región andina no solo contribuye a la identificación de fuentes de contaminación y su impacto en los ecosistemas, sino que también proporciona información clave para la formulación de políticas ambientales y estrategias de conservación. Asimismo, es un componente fundamental en la gestión de cuencas hidrográficas, garantizando la sostenibilidad del recurso hídrico y la protección de la biodiversidad en ecosistemas frágiles (Duque et al., 2019).

### **2.2.1.1 Importancia del agua en los ecosistemas y la sociedad**

El agua constituye un recurso esencial para la sostenibilidad de los ecosistemas y la supervivencia de los seres vivos, desempeñando un papel crítico en la regulación de los ciclos biogeoquímicos. En el ámbito socioeconómico, su disponibilidad y calidad son determinantes para el abastecimiento de agua potable, la productividad agrícola, el desarrollo industrial y la generación de energía. Además, su adecuada gestión incide directamente en la salud pública, la seguridad alimentaria y el crecimiento económico, siendo un factor clave para el bienestar humano y la estabilidad ambiental (Chanatasig, 2023).

### **2.2.1.2 Factores que afectan la calidad del agua**

La calidad del agua puede verse alterada por factores naturales y antropogénicos. Entre los primeros se incluyen procesos geológicos, climáticos y biológicos que modifican sus características físicoquímicas y biológicas. Entre los segundos, destacan la contaminación por vertidos industriales y domésticos, la deforestación, la agricultura intensiva y el cambio climático, que pueden afectar su potabilidad y biodiversidad (Toapanta, 2022).

### **2.2.1.3 Problemática de la contaminación hídrica en zonas altoandinas**

Las zonas altoandinas son especialmente vulnerables a la contaminación del agua debido a su geomorfología, clima y la presencia de comunidades que dependen de estos cuerpos hídricos. Actividades como la agricultura, la ganadería y la expansión urbana generan

contaminación por sedimentos, agroquímicos y desechos orgánicos, afectando la biodiversidad acuática y la salud de las poblaciones locales (Jaimes & Quintana, 2020).

## **2.2.2 Evaluación de la calidad del agua**

### **2.2.2.1 Parámetros fisicoquímicos del agua**

Los parámetros fisicoquímicos del agua son indicadores fundamentales para evaluar su calidad, ya que reflejan su composición y propiedades físicas y químicas. Su análisis permite caracterizar las condiciones del ecosistema acuático, identificar posibles fuentes de contaminación y determinar su impacto sobre la biodiversidad y el uso del recurso hídrico. Entre los principales parámetros fisicoquímicos se incluyen la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto, la conductividad eléctrica, la turbidez y la concentración de nutrientes como nitratos y fosfatos. Estos factores pueden verse alterados por actividades antropogénicas, como la agricultura intensiva, la descarga de aguas residuales y la deforestación, generando cambios en la estructura y función de los ecosistemas acuáticos (Churampi & Ibañez, 2023).

El monitoreo de estos parámetros es esencial para la gestión ambiental y la conservación de los cuerpos de agua, ya que permite detectar tendencias de deterioro, establecer líneas base para la evaluación ecológica y diseñar estrategias de mitigación. La interacción entre las variables fisicoquímicas y los organismos acuáticos también es clave para comprender la dinámica de los ecosistemas acuáticos y su resiliencia ante impactos externos. Por tanto, el análisis de los parámetros fisicoquímicos del agua no solo es una herramienta científica para la evaluación de su calidad, sino también un insumo esencial para la formulación de políticas públicas y la implementación de medidas de protección y restauración ambiental (Escobar et al., 2021).

#### **2.2.2.2 Temperatura**

La temperatura del agua influye en la solubilidad de los gases, las tasas metabólicas de los organismos acuáticos y la velocidad de las reacciones químicas. Cambios drásticos pueden alterar la biodiversidad y el equilibrio ecológico de los cuerpos de agua (López et al., 2019).

### **2.2.2.3 pH**

El pH mide la concentración de iones hidrógeno en el agua y determina su acidez o alcalinidad. Valores extremos pueden afectar la vida acuática y la eficacia de los procesos de depuración natural (Escobar et al., 2021).

### **2.2.2.4 Oxígeno disuelto**

Es esencial para la respiración de los organismos acuáticos. La disminución del oxígeno disuelto, causada por la contaminación orgánica o el aumento de la temperatura, puede generar condiciones anóxicas perjudiciales para la biodiversidad (Yepez et al., 2017).

### **2.2.2.5 Conductividad eléctrica**

Este parámetro mide la capacidad del agua para conducir electricidad y está relacionado con la presencia de sales disueltas. Valores elevados pueden indicar contaminación por residuos industriales o agrícolas (Custodio & Chanamé, 2016).

### **2.2.2.6 Turbidez**

Se refiere a la cantidad de partículas suspendidas en el agua, como sedimentos, materia orgánica y microorganismos. Una alta turbidez puede reducir la penetración de la luz y afectar la fotosíntesis de organismos acuáticos (Barros, 2021).

### **2.2.2.7 Nitratos y fosfatos**

Son nutrientes esenciales en los ecosistemas acuáticos, pero su exceso, debido a actividades agrícolas o urbanas, puede provocar la eutrofización, disminuyendo la calidad del agua y afectando a la fauna y flora (Bolaños et al., 2017).

### **2.2.2.8 Otros contaminantes (metales pesados, materia orgánica)**

Los metales pesados como el mercurio, el plomo y el cadmio son altamente tóxicos y pueden acumularse en los organismos acuáticos. La materia orgánica en exceso, derivada de residuos urbanos y agrícolas, puede causar la proliferación de microorganismos patógenos y afectar la potabilidad del agua (Cuenca & Mayancela, 2023).

### **2.2.3 *Indicadores biológicos en la evaluación de la calidad del agua***

#### **2.2.3.1 Uso de macroinvertebrados como bioindicadores**

Los macroinvertebrados acuáticos son organismos de gran utilidad en la evaluación de la calidad del agua, ya que responden de manera específica a los cambios ambientales y a la presencia de contaminantes. Estos organismos incluyen insectos acuáticos, moluscos, crustáceos y anélidos, cuya distribución y abundancia están influenciadas por factores fisicoquímicos como la concentración de oxígeno disuelto, el pH, la temperatura y la carga orgánica del agua (Liñero et al., 2015).

El uso de macroinvertebrados como bioindicadores se basa en su sensibilidad diferencial a los contaminantes. Algunas especies, como los efemerópteros, plecópteros y tricópteros, son altamente sensibles a la contaminación y su presencia en un ecosistema indica condiciones de buena calidad del agua. En contraste, otros grupos, como los quironómidos y los oligoquetos, son más tolerantes a ambientes con baja concentración de oxígeno y altos niveles de contaminación, lo que permite identificar cuerpos de agua degradados (Ante & Pilatasig, 2020).

El análisis de comunidades de macroinvertebrados es una herramienta esencial en los programas de monitoreo ambiental, ya que proporciona información sobre la calidad ecológica del agua de manera más integrada y prolongada en el tiempo que los análisis químicos puntuales. Además, la aplicación de índices biológicos basados en macroinvertebrados, como el BMWP y el ABI, permite clasificar los cuerpos de agua según su grado de contaminación y orientar estrategias de gestión y conservación (Márquez et al., 2023).

#### **2.2.3.2 Relación entre la biodiversidad acuática y la calidad del agua**

La biodiversidad acuática es un indicador clave de la calidad del agua en los ecosistemas fluviales, ya que la composición y abundancia de las comunidades biológicas reflejan las condiciones ambientales del medio. Un ecosistema acuático saludable se caracteriza por la presencia de una comunidad diversa y equilibrada de organismos, incluyendo macroinvertebrados, peces y microorganismos, que responden de manera diferenciada a los cambios en la calidad del agua (Machado et al., 2018).

La disminución de especies sensibles, como ciertos grupos de macroinvertebrados (efemerópteros, plecópteros y tricópteros), suele estar asociada con el deterioro de las condiciones del agua, producto de la contaminación por nutrientes, materia orgánica, metales pesados y otras sustancias tóxicas. En contraste, la proliferación de especies tolerantes, como quironómidos y oligoquetos, indica un ambiente degradado con bajos niveles de oxígeno disuelto y alta carga contaminante (Santillán, 2024).

El monitoreo de la biodiversidad acuática permite evaluar el impacto de las actividades humanas en los cuerpos de agua, facilitando la identificación de fuentes de contaminación y la implementación de estrategias de conservación. Por lo tanto, el análisis de la biodiversidad no solo contribuye a la caracterización ecológica de los ecosistemas acuáticos, sino que también es una herramienta fundamental para la gestión y protección de los recursos hídricos (Chanatasig, 2023).

### **2.2.3.3 Sensibilidad de los macroinvertebrados a la contaminación**

Los macroinvertebrados acuáticos presentan distintos niveles de sensibilidad a la contaminación, lo que los convierte en indicadores clave para evaluar la calidad del agua en los ecosistemas acuáticos. Su respuesta ante cambios en las condiciones ambientales permite establecer gradientes de contaminación y determinar el estado ecológico de los cuerpos de agua (Déley & Santillán, 2016)

En términos generales, los macroinvertebrados pueden clasificarse en tres grupos según su tolerancia a la contaminación: organismos sensibles, organismos de tolerancia intermedia y organismos tolerantes. Entre los organismos sensibles se encuentran los tricópteros, efemerópteros y plecópteros, que requieren aguas bien oxigenadas y con baja carga de contaminantes. Su presencia en un ecosistema es indicativa de condiciones de buena calidad. Por otro lado, los organismos de tolerancia intermedia, como algunos dípteros y oligoquetos, pueden adaptarse a ciertos niveles de contaminación. Finalmente, los organismos tolerantes, como algunas especies de quironómidos y anélidos, pueden sobrevivir en ambientes con baja concentración de oxígeno y elevada carga de materia orgánica, lo que refleja condiciones degradadas (Déley & Santillán, 2016).

La sensibilidad diferencial de estos organismos a la contaminación se debe a factores fisiológicos y ecológicos, como su capacidad de respiración, requerimientos de hábitat y estrategias de alimentación. Por ello, la evaluación de comunidades de macroinvertebrados

permite obtener un diagnóstico detallado sobre los impactos ambientales en los cuerpos de agua y complementar los análisis fisicoquímicos en estudios de biomonitoreo. El uso de macroinvertebrados como bioindicadores es una herramienta fundamental en la gestión de la calidad del agua, ya que proporciona información sobre la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos, permite evaluar el efecto de actividades humanas sobre los recursos hídricos y facilita la implementación de estrategias de conservación y restauración ambiental (Jiménez, 2018).

#### **2.2.4 *Métodos de evaluación de la calidad del agua***

##### **2.2.4.1 Índice de Calidad del Agua (ICA)**

El ICA es un indicador numérico utilizado para evaluar y resumir la calidad del agua de una fuente hídrica en función de diversos parámetros fisicoquímicos. Su cálculo se basa en la integración de múltiples variables, cada una de ellas con un peso específico según su importancia en la determinación de la calidad del agua. Este índice permite comparar los resultados obtenidos con estándares de calidad previamente establecidos, facilitando así la interpretación de los datos y la toma de decisiones en la gestión del recurso hídrico (Alcívar, 2025).

El ICA se aplica en el monitoreo y diagnóstico de cuerpos de agua, como ríos, lagos y embalses, proporcionando una evaluación rápida y objetiva de su estado ambiental. Su uso es común en estudios de calidad del agua con fines de abastecimiento, conservación ecológica y control de contaminación. Además, constituye una herramienta clave en la formulación de políticas públicas y estrategias de mitigación para reducir los impactos de actividades antrópicas en los ecosistemas acuáticos (Clavijo, 2025).

Dada su capacidad para simplificar información compleja en un solo valor representativo, el ICA es ampliamente empleado en investigaciones científicas y en programas de monitoreo ambiental. No obstante, su interpretación debe complementarse con análisis específicos, como la evaluación biológica y estudios sobre la dinámica de contaminantes, para obtener una visión integral del estado del recurso hídrico (Crespo et al., 2022).

##### **2.2.5 *Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party)***

El Índice BMWP es un método de evaluación de la calidad del agua basado en el análisis de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos presentes en un ecosistema fluvial. Se

fundamenta en la premisa de que diferentes especies de macroinvertebrados poseen distintos niveles de sensibilidad a la contaminación, lo que permite utilizarlos como indicadores biológicos para inferir el estado ecológico de un cuerpo de agua (Torres et al., 2022).

Este índice asigna puntuaciones a los distintos grupos taxonómicos de macroinvertebrados en función de su tolerancia a la contaminación. Organismos altamente sensibles, como ciertos plecópteros y efemerópteros, reciben puntuaciones elevadas, mientras que especies más tolerantes, como algunos dípteros y oligoquetos, obtienen valores más bajos. La suma de estas puntuaciones para todas las especies identificadas en una muestra permite calcular el valor final del BMWP, el cual se compara con rangos de referencia que indican la calidad del agua (desde excelente hasta fuertemente contaminada) (Bhadrecha et al., 2016).

El BMWP es ampliamente utilizado a nivel mundial debido a su efectividad para detectar alteraciones ambientales y su bajo costo en comparación con análisis fisicoquímicos. No obstante, su aplicación requiere conocimientos especializados en taxonomía de macroinvertebrados y debe complementarse con otros índices y mediciones para lograr una evaluación integral de la calidad del agua y los impactos antropogénicos en los ecosistemas acuáticos (Jerves et al., 2018).

### **2.2.6 *Índice ABI (Andean Biotic Index)***

El Índice ABI es una herramienta de evaluación ecológica que mide la integridad biológica de un ecosistema acuático mediante el análisis de la estructura y función de las comunidades biológicas presentes en el medio. Este índice se basa en la premisa de que los ecosistemas acuáticos saludables presentan una comunidad biológica diversa y bien estructurada, mientras que aquellos impactados por la contaminación o alteraciones ambientales experimentan una reducción en la biodiversidad y cambios en la composición y abundancia de especies (Robalino, 2017).

El ABI considera distintos atributos ecológicos de las comunidades biológicas, incluyendo la riqueza de especies, la proporción de organismos sensibles y tolerantes a la contaminación, y la estabilidad funcional de la comunidad. A diferencia de otros índices que solo evalúan la calidad del agua a partir de parámetros fisicoquímicos, el ABI integra la respuesta biológica de los organismos, proporcionando una visión más holística del estado del ecosistema (Meneses et al., 2019).

### **2.2.6.1 Aplicación en la evaluación ecológica**

El Índice ABI es ampliamente utilizado para detectar cambios en la biodiversidad acuática como resultado de actividades antropogénicas, como la contaminación industrial, agrícola y urbana. Su aplicación en la evaluación ecológica permite no solo identificar la presencia de estrés ambiental en los ecosistemas acuáticos, sino también analizar tendencias a largo plazo en la calidad del agua. Este índice se emplea en programas de monitoreo ambiental para evaluar la efectividad de estrategias de conservación y restauración ecológica. Al relacionar los cambios en la biodiversidad con los niveles de contaminación, el ABI contribuye a la identificación de zonas de alta vulnerabilidad ecológica y a la formulación de medidas de mitigación para preservar la calidad del agua y la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos (Jerves et al., 2018).

### **2.2.7 Impacto de las actividades humanas en la calidad del agua**

La actividad agrícola es una de las principales fuentes de contaminación de los cuerpos de agua, ya que introduce una variedad de compuestos químicos y materiales orgánicos que alteran su calidad. El uso intensivo de fertilizantes sintéticos y pesticidas genera un aporte significativo de nitratos, fosfatos y compuestos tóxicos a los ecosistemas acuáticos, principalmente a través del escurrimiento superficial y la lixiviación (Pérez & Quishpi, 2016).

El escurrimiento superficial ocurre cuando las precipitaciones arrastran estos contaminantes desde los suelos agrícolas hacia ríos, lagos y acuíferos. Los fertilizantes ricos en nitrógeno y fósforo favorecen la eutrofización, un proceso que promueve el crecimiento excesivo de algas y cianobacterias, lo que reduce los niveles de oxígeno disuelto y provoca la degradación de la biodiversidad acuática. Por otro lado, los pesticidas pueden ser altamente tóxicos para la fauna acuática, afectando organismos clave en la cadena trófica y alterando el equilibrio ecológico (Quishpi et al., 2018).

Además, el uso indiscriminado de agroquímicos y las malas prácticas agrícolas pueden contribuir a la acidificación del agua, la acumulación de metales pesados y la disminución de la capacidad de autodepuración de los cuerpos hídricos. Para mitigar estos impactos, es fundamental la adopción de prácticas agrícolas sostenibles, como el uso de fertilizantes orgánicos, la rotación de cultivos y la implementación de barreras vegetales para reducir el escurrimiento de contaminantes hacia los sistemas (Custodio & Chanamé, 2016).

## **2.2.8 Gestión ambiental y estrategias de conservación**

La gestión ambiental es un enfoque integral que busca preservar los recursos hídricos a través de estrategias sostenibles basadas en principios de conservación, uso eficiente y restauración ecológica. La conservación del agua no solo implica la protección de su cantidad, sino también de su calidad, lo que requiere la implementación de medidas que reduzcan la contaminación y promuevan el equilibrio de los ecosistemas acuáticos. Un manejo adecuado del recurso hídrico es crucial para garantizar la disponibilidad de agua potable, la salud de la biodiversidad acuática y la resiliencia de los sistemas naturales frente a presiones antrópicas y cambios climáticos.

### **2.2.8.1 Estrategias para la reducción de la contaminación en cuerpos de agua**

Las estrategias para mitigar la contaminación hídrica incluyen acciones preventivas y correctivas enfocadas en reducir la carga de contaminantes y restaurar los ecosistemas acuáticos. Entre las principales medidas se encuentran (Cabezudo, 2025; S. García, 2025; Pincay et al., 2025):

- **Tratamiento de aguas residuales:** La implementación de plantas de tratamiento eficientes permite la remoción de contaminantes orgánicos, nutrientes y metales pesados antes de su descarga en cuerpos de agua.
- **Prácticas agrícolas sostenibles:** El uso de fertilizantes orgánicos, la rotación de cultivos y la reducción del empleo de agroquímicos minimizan el escurrimiento de contaminantes hacia los ecosistemas acuáticos.
- **Reforestación y protección de zonas ribereñas:** La restauración de la cobertura vegetal en cuencas hidrográficas ayuda a regular el ciclo hidrológico, reducir la erosión del suelo y mejorar la capacidad de filtración natural del agua.
- **Monitoreo y control de descargas industriales:** Es fundamental establecer regulaciones estrictas para el vertido de residuos industriales y promover el uso de tecnologías limpias en los procesos productivos.

### **2.2.8.2 Propuesta de gestión ambiental para los ríos Sicalpa y Llin-Llin**

Dada la relevancia ecológica y social de los ríos Sicalpa y Llin-Llin, es imprescindible desarrollar una estrategia de gestión ambiental orientada a mitigar los impactos antrópicos y preservar la calidad del agua (Padrón, 2025; Riofrío et al., 2025). Esta propuesta incluirá:

- Monitoreo periódico de la calidad del agua mediante la aplicación de los índices ICA, BMWP y ABI para evaluar la evolución de las condiciones ecológicas.
- Implementación de medidas de saneamiento ambiental, como el control de descargas de aguas residuales y la gestión adecuada de desechos sólidos en las comunidades cercanas.
- Fomento de prácticas agrícolas sostenibles, promoviendo la reducción del uso de agroquímicos y la adopción de sistemas de producción amigables con el ambiente.
- Restauración de ecosistemas ribereños, mediante la reforestación de áreas degradadas y la protección de fuentes de agua.
- Educación y concienciación ambiental para fortalecer la participación comunitaria en la conservación de los ríos y garantizar la sostenibilidad de las estrategias implementadas.

## **Capítulo 3**

### **Diseño Metodológico**

#### **3.1 Enfoque de la investigación**

La presente investigación presenta un enfoque metodológico mixto, integrando por un análisis cualitativo y cuantitativo. Desde el punto de vista cualitativo, se llevó a cabo una revisión bibliográfica relacionada con los métodos de calidad de agua. Por otro lado, el enfoque cuantitativo incluyó la recolección de muestras de agua en puntos estratégicos de las microcuencas Sicalpa y Llin-Llin, con el objetivo de evaluar su calidad a través de los parámetros fisicoquímicos y biológicos.

Para este análisis, se emplearon métodos estandarizados y técnicas de laboratorio, que permitieron la caracterización del agua y la identificación de macroinvertebrados bentónicos. Posteriormente, los resultados fueron interpretados mediante herramientas estadísticas y comparados con valores de referencia establecidos en normativas ambientales.

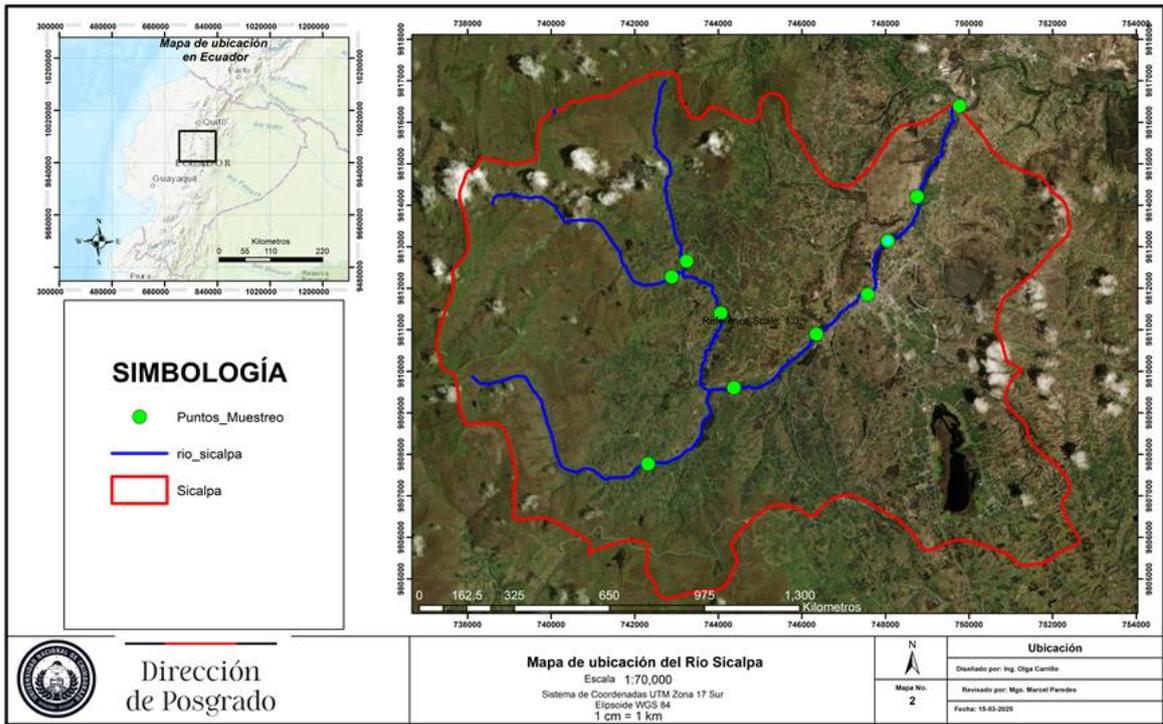
#### **3.2 Diseño de la investigación**

La investigación adoptó un diseño experimental, basados en el análisis de parámetros fisicoquímicos y biológicos, con el propósito de evaluar la presencia y comportamiento de los macroinvertebrados dentro de los ecosistemas acuáticos. Adicionalmente, se empleó un diseño correlacional para comparar los resultados obtenidos a partir de los índices de calidad de agua (ICA, BMWP y ABI), permitiendo identificar posibles relaciones entre los datos generados por cada método de evaluación. Mediante este enfoque se generó una variable que estableció la calidad de agua dentro de las microcuencas de los ríos Sicalpa y Llin-Llin, proporcionando una visión más actual del estado ecológico de los cuerpos de agua.

#### **3.3 Área de estudio**

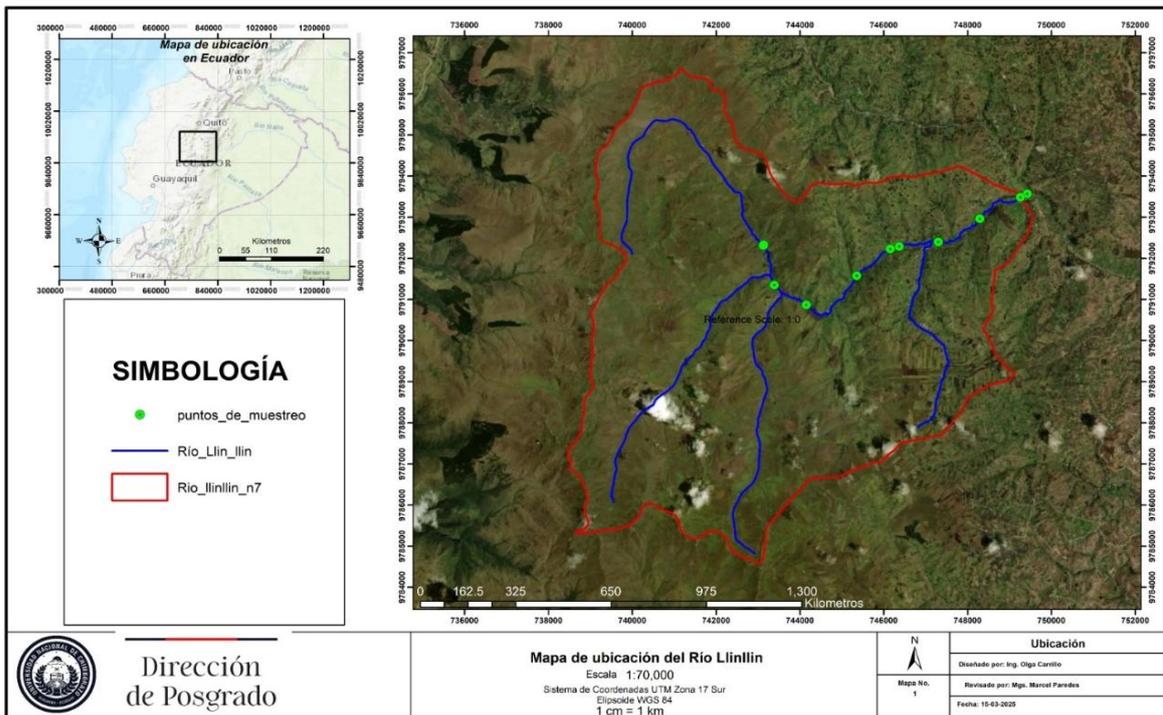
El área de estudio corresponde a las microcuencas Sicalpa (Figura 1) y Llin-Llin (Figura 2), ubicadas en el cantón Colta, provincia de Chimborazo. La microcuenca Sicalpa posee un área de 11218 ha con una temperatura que oscila entre los 8 y 12°C. Su elevación va desde los 3052 m.s.n.m., hasta los 4283 m.s.n.m. La cobertura de uso de suelo está conformada por páramo, pasto y cultivos de ciclo corto. El cauce principal tiene una longitud de 10,47 km.

**Figura 1.** Microcuenca Sicalpa, cantón Colta, provincia de Chimborazo



La microcuenca Llin-Llin posee un área de 8043 ha con una temperatura que oscila entre los 8 y 12°C. Su elevación va desde los 3240 m.s.n.m., hasta los 4320 m.s.n.m. La cobertura de uso de suelo está conformada por páramo, pasto y cultivos de ciclo corto. El cauce principal tiene una longitud de 7.96 km.

**Figura 2.** Microcuenca Llin-Llin, cantón Colta, provincia de Chimborazo



### **3.4 Técnicas e instrumentos de muestreo y recolección de datos**

El procedimiento de muestreo se basó en la norma NTE INEN 2176:2013, la cual garantiza la representatividad de las muestras objeto de estudio (NTE INEN 2176, 2013). Para seleccionar los puntos de muestro, se utilizó los Sistemas de Información Geográfica, en combinación con visitas de reconocimiento en campo, lo que permitió una planificación estratégica y técnica (Meza & Rubio, 2012; Nowak et al., 2020).

En cada microcuenca se establecieron 10 puntos de muestreo, para recolección de muestras de calidad de agua y de macroinvertebrados bentónicos. Se consideró capas temáticas como red hidrográfica, pendientes, cobertura y uso del suelo, centros poblados y vías de acceso. Esta información fue complementada con criterios ambientales, hidrológicos y operativos que garantizaron una selección precisa y específica (Déley & Santillán, 2016).

Entre los criterios considerados están: zonas altas, medias y bajas de las microcuencas, accesibilidad, pendientes, cobertura vegetal e intervención antrópica (descargas de aguas residuales y actividades agrícolas) (Sierra, 2011).

La combinación de estos elementos permitió establecer puntos de muestreo estratégicamente ubicados, asegurando una representatividad de la calidad del agua en las microcuencas Sicalpa y Llin-Llin.

#### **3.4.1 *Recolección de muestras de agua***

En este caso, se aplicó la técnica de muestreo puntual, recomendada para investigaciones sobre contaminantes y evaluación integrales de los cuerpos de agua (INEN, 2013). Para el muestreo, de calidad de agua se utilizaron frascos previamente esterilizados, mientras que para la recolección de macroinvertebrados bentónicos se utilizó una red tipo "D-net" con diámetro de malla de 500 micras. Las muestras de agua y de macroinvertebrados fueron colocados en recipientes plásticos previamente etiquetados (Déley & Santillán, 2016).

A las muestras biológicas se les añadió una solución de alcohol al 70% para su fijación y conservación. Posteriormente, las muestras fueron transportadas en un cooler, hasta el laboratorio de servicios ambientales de la Unach, para su procesamiento e identificación.

Es importante mencionar que durante el proceso de muestreo se completó un formulario para registrar las características de cada punto de muestreo (Tabla 1).

**Tabla 1.** Formulario para campo del registro de datos

<b>FORMULARIO DE CAMPO PARA EL REGISTRO MUESTRAS</b>	
Nombre del río, riachuelo, laguna, etc.:	_____
Recolección de la muestra en:	poza, rápido o remanso
Ciudad:	_____
Coordenada Este:	_____
Hora:	_____
Coordenada Norte:	_____
Dirección del viento:	N-NE-E-SE-S-SO-O-NO
Altitud:	_____
Tiempo actual:	claro – parcialmente nublado – neblina – nublado – lluvioso
Condiciones climáticas recientes:	_____
Condiciones de la superficie:	calma __ poca agitación __ mucha agitación __ oleadas __
Condición del río, riachuelo, laguna:	_____
Color olor del Agua:	_____
Claridad o cantidad de material suspendido en el agua:	_____
Observaciones sobre la vida silvestre:	_____
Otras observaciones que considere interesantes o importantes:	_____

*Nota:* Información del cuerpo de agua, al momento del muestreo.

**Fuente:** Déley & Santillán, (2016).

### 3.4.2 *Análisis de calidad de agua*

- **Análisis *in-situ*:** Mediante el uso del multiparámetro HANNA HI98194, se determinaron varios parámetros *in-situ* (Tabla 2). Este equipo facilitó la medición, proporcionando información en tiempo real sobre la calidad de agua. Los datos obtenidos fueron esenciales para complementar los análisis de laboratorio y brindar una caracterización integral de la calidad del agua en las microcuencas estudiadas.

**Tabla 2.** Parámetros *in-situ*

Ítem	Parámetro	Sigla	Unidad	Equipo de medición
1	Oxígeno Disuelto	OD	% OD	
2	Temperatura	T	°C	
3	Sólidos Disueltos Totales	TDS	mg/L	Multiparámetro HANNA HI98194
4	Potencial de Hidrógeno	pH	U de pH	

**Fuente:** APHA et al., (1989).

- **Análisis en el laboratorio:** El análisis de los parámetros de calidad del agua se llevó a cabo en el laboratorio de Servicios Ambientales de la UNACH. Entre los parámetros evaluados se incluyeron coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno, concentración de nitratos y fosfatos, así como la turbidez del agua (Tabla 3). Cada uno de los parámetros siguió técnicas analíticas y protocolos establecidos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 1989).

**Tabla 3.** Parámetros en laboratorio

<b>Análisis de agua- LSA</b>			
<b>Código</b>	<b>Parámetros</b>	<b>Unidad</b>	<b>Método</b>
319	Coliformes fecales	NMP/100 mL	Método estándar 9222 D
350	DBO <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> /L	Método estándar 5210 B
334	Nitratos	mg/L	Método estándar 4500-NO <sub>3</sub> -E
331	Fosfatos	mg/L	Método estándar 4500-P-E
375	Turbidez	NTU	Método estándar 2130 B

**Fuente:** APHA et al., (1989).

### 3.5 Identificación macroinvertebrados bentónicos en laboratorio

Una vez que la muestra de macroinvertebrados llegó al laboratorio, estas fueron transferidas en bandejas de fondo blanco para facilitar su separación y posterior análisis. Cada individuo fue cuidadosamente extraído y colocado en cajas Petri que contenían alcohol al 70% para su conservación. Posteriormente, los organismos fueron observados bajo un estereomicroscopio para su cuantificación y análisis morfológico.

Los macroinvertebrados recolectados fueron organizados según sus morfotipos y clasificados taxonómicamente hasta nivel de orden y familia. Además, se llevó a cabo un registro detallado de la cantidad de individuos por familia (Tabla 4). Este análisis permitió una identificación precisa de la cantidad de macroinvertebrados presentes en los cuerpos de agua estudiados, proporcionando información clave para la evaluación biológica de la calidad del agua de la zona de estudio (Déley & Santillán, 2016).

**Tabla 4.** Registro de datos de macroinvertebrados

<b>FORMULARIO DE LABORATORIO PARA EL REGISTRO DE DATOS DE MACROINVERTEBRADOS</b>					
Microcuena: .....		Río: .....			
Fecha (muestra):.....		Fecha (identificación).....			
Código del sitio: .....					
Nombre del colector: .....					
Nombre del identificador: .....					
<b>N°</b>	<b>Orden</b>	<b>Familia</b>	<b>Género</b>	<b># individuos</b>	<b>Hábitat</b>

**Fuente:** Déley & Santillán, (2016).

### 3.6 Cálculo índice de calidad ICA

En la Tabla 5 se presentan las ecuaciones utilizadas para determinar el índice de calidad del agua (ICA).

**Tabla 5.** Ecuaciones para determinar los diferentes índices de calidad del agua

Índice	Ecuación	Observaciones
ICA	$ICA = \prod_{i=1}^n Qi^{Wi}$	Promedio geométrico ponderado: Wi: peso o porcentaje asignado al i-ésimo parámetro. Qi: subíndice de i-ésimo parámetro.

**Fuente:** García et al., (2021).

#### 3.6.1 Pesos relativos del índice (ICA)

Con base en los datos obtenidos en campo y los análisis realizados en laboratorio, se evaluó la calidad del agua aplicando el índice de la National Sanitation Foundation (NSF). Este índice se caracteriza por su versatilidad, ya que permite analizar la calidad del agua en diversos tipos de ríos, independientemente de su tamaño, ubicación o uso. En la Tabla 6 se presentan los valores de Wi, los cuales representan el peso específico asignado a cada parámetro en la determinación de la calidad del agua, asegurando que su sumatoria total sea igual a 1.

**Tabla 6.** Importancia relativa de cada factor en la determinación de la calidad mediante el índice ICA- NSF

Parámetro indicador de calidad del agua	Unidad	Peso relativo (Wi)
Oxígeno disuelto (OD)	% de saturación	0,17
Coliformes fecales	NMP / 100 ml	0,15
pH	u.a.	0,12
DBO <sub>5</sub>	mg/l	0,10
Nitratos (NO <sub>3</sub> )	mg/l (N)	0,10
Fosfatos totales (PO <sub>4</sub> )	mg/l (P)	0,10
Variación de Temperatura	°C	0,10
Turbidez	NTU	0,08
Sólidos disueltos totales (TDS)	mg/l	0,08

**Fuente:** Mitchell et al., (1996).

En la Tabla 7 se presenta la categorización de la calidad del agua basada en los valores numéricos establecidos por la National Sanitation Foundation (NSF). Esta clasificación permite identificar los cuerpos de agua que requieren atención prioritaria, facilitando la toma

de decisiones. Para ello, se considera tanto la calificación de la calidad del agua como el rango de valores del Índice de Calidad del Agua (ICA) (Robalino, 2017).

**Tabla 7.** Valores de categorización del índice de calidad de agua

Clase	Calidad de agua	Valor	Interpretación
5	Muy buena	91 a 100	Agua clara que no ha tenido contacto con desechos domésticos. Ideal para peces y vida silvestre.
4	Buena	71 a 90	Inicio de serios cambios en la calidad del agua debido al deterioro ambiental y al contacto con desechos domésticos y de agricultura.
3	Moderada	51 a 70	Comienzan a ocurrir drásticos cambios en la calidad del agua. Algunas funciones naturales pueden ser afectadas.
2	Mala	26 a 50	Colonización del ecosistema por parte de grupos resistentes a la contaminación.
1	Muy mala	0 a 25	Representa un peligro en cualquier forma en que se consuma. Convierte al agua en una comunidad de heterótrofos.

**Fuente:** Sharifi, (1990); Robalino, (2017).

Para calcular el ICA, se empleó el software ICATest v1.0, una herramienta diseñada para facilitar la evaluación de la calidad del agua en diversos cuerpos hídricos. Este programa fue desarrollado con el propósito de asistir a especialistas, docentes, entidades del sector y la comunidad en general, proporcionando resultados claros, confiables y comprensibles. Su estructura se basa en un marco unificado de criterios que permite una interpretación estandarizada de los datos (Jaimes & Quintana, 2020).

### 3.7 Cálculo índice de calidad BMWP

El cálculo el índice BMWP se basa en la identificación de las familias de macroinvertebrados acuáticos presentes en el ecosistema y en la asignación de valores de sensibilidad a la contaminación asociados a cada una de ellas. De acuerdo con Quiroz et al. (2017), la evaluación se llevó a cabo considerando la presencia o ausencia de las diferentes familias, siguiendo los criterios establecidos en la Tabla 8. Esta metodología permitió determinar el grado de alteración ambiental en los cuerpos de agua analizados, proporcionando una herramienta útil para la evaluación ecológica y la gestión de los recursos hídricos.

**Tabla 8.** Familias y sus respectivas puntuaciones

Familia	Puntaje
<i>Anamalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Ghomphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymessiidae, Odontoceridae, Oliigoneuridae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae</i>	10

<i>Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydroboscidae, Leptophlebiidae, Phylopotamidae, Polycentropodidae, Polymitarcyidae, Xiphocentronidae</i>	9
<i>Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simulidae, Veliidae</i>	8
<i>Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossomatidae, Hyaellidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, PPlanariidae, Psychodidae, Scirtidae</i>	7
<i>Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae</i>	6
<i>Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae</i>	5
<i>Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Notoceridae</i>	4
<i>Ceratopogonidae, Glossiphonidae, Cyclobdellidae, Hydrophylidae, Physidae, Tipulidae</i>	3
<i>Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae</i>	2
<i>Tubificidae</i>	1

**Fuente:** Roldán, (2003).

Una vez elaborada la evaluación, se procede a sumar los valores de sensibilidad asignados a las familias identificadas en los puntos de muestreo. Posteriormente los resultados obtenidos se clasificaron de acuerdo con los criterios establecidos en la Tabla 9, permitiendo así una interpretación clara del estado ecológico de las microcuencas (Roldán, 2016).

**Tabla 9.** Rangos del índice BMWP

Clase	Rango	Calidad	Características	Color
I	≥121	Muy buena	Aguas muy limpias	Celeste
II	101-120	Buena	Aguas limpias	Azul
III	61-100	Aceptable	Aguas medianamente contaminadas	Verde
IV	36-60	Dudosa	Aguas contaminadas	Amarillo
V	16-35	Crítica	Aguas muy contaminadas	Mostaza
VI	≤15	Muy crítica	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

**Fuente:** Roldán, (2003).

### 3.8 Cálculo índice ABI

De acuerdo con Endara (2012), el índice ABI clasifica las familias de macroinvertebrados en diez niveles, asignando puntuaciones que van del 1 al 10. Un puntaje de 1 refleja una alta tolerancia a la contaminación, mientras que un valor de 10 indica una mayor sensibilidad a los impactos ambientales (Tabla 10).

**Tabla 10.** Puntuación del índice ABI

<b>Orden</b>	<b>Familia</b>	<b>Puntuación</b>
<i>Turbellanaria</i>	<i>Planariidae</i>	5
<i>Hirudinea</i>		3
<i>Oligochaeta</i>		1
<i>Gasteropoda</i>	<i>Ancylidae</i>	6
	<i>Physidae</i>	3
	<i>Hydrobiidae</i>	3
	<i>Limnaeidae</i>	3
	<i>Planorbidae</i>	3
<i>Bivalvia</i>	<i>Sphaeriidae</i>	3
<i>Amphipoda</i>	<i>Hyaellidae</i>	6
<i>Ostracoda</i>		3
<i>Hydracarina</i>		4
<i>Ephemeroptera</i>	<i>Baetidae</i>	4
	<i>Leptophlebiidae</i>	10
	<i>Leptohyphidae</i>	7
	<i>Oligoneuriidae</i>	10
<i>Odonata</i>	<i>Aeshnidae</i>	6
	<i>Gomphidae</i>	8
	<i>Libellulidae</i>	6
	<i>Coenagrionidae</i>	6
	<i>Calopterygidae</i>	8
	<i>Polythoridae</i>	10
<i>Plecoptera</i>	<i>Perlidae</i>	10
	<i>Gripopterigade</i>	10
<i>Heteroptera</i>	<i>Veliidae</i>	5
	<i>Gerridae</i>	5
	<i>Corixidae</i>	5
	<i>Notonectidae</i>	5
	<i>Belostomatidae</i>	4
	<i>Naucoridae</i>	5
<i>Trichoptera</i>	<i>Helicopsychidae</i>	10
	<i>Calamoceratidae</i>	10
	<i>Odontoceridae</i>	10
	<i>Leptoceridae</i>	8
	<i>Polycentropidae</i>	8
	<i>Hydroptilidae</i>	6
	<i>Xiphocentronidae</i>	8
	<i>Hydrobiosidae</i>	8
	<i>Glossosomatidae</i>	7
	<i>hydropsychidae</i>	5
	<i>Anamalopsychidae</i>	10
	<i>Philopotamidae</i>	8
	<i>Limnephilidae</i>	7
<i>Lepidóptera</i>	<i>Pyalidae</i>	4
<i>Coleoptera</i>	<i>Ptilodactylidae</i>	5
	<i>Lampyridae</i>	5
	<i>Psephenidae</i>	5
	<i>Scirtidae</i>	5

<i>Díptera</i>	<i>Staphylinidae</i>	3
	<i>Elmidae</i>	5
	<i>Dryoídae</i>	5
	<i>Gyrinidae</i>	3
	<i>Dytiscidae</i>	3
	<i>Hydrophilidae</i>	3
	<i>Hydraenidae</i>	5
	<i>Blepharoceridae</i>	10
	<i>Simuliidae</i>	5
	<i>Tabanidae</i>	4
	<i>Tipulidae</i>	5
	<i>Limoniidae</i>	4
	<i>Ceratopogonidae</i>	4
	<i>Dixidae</i>	4
	<i>Psychodidae</i>	3
	<i>Dolichopodidae</i>	4
	<i>stratiomyidae</i>	4
	<i>Empididae</i>	4
	<i>Chiriniidae</i>	2
	<i>Culicidae</i>	2
<i>Muscidae</i>	2	
<i>Ephydridae</i>	2	
<i>Athericidae</i>	10	
<i>Syrphidae</i>	1	

**Fuente:** Encalada et al., (2004).

Una vez identificado taxonómicamente los macroinvertebrados, se asignaron las puntuaciones correspondientes a cada familia según su sensibilidad a la contaminación. Posteriormente, se realizó la sumatoria de estos valores para obtener el índice ABI total. Este indicador proporciona una evaluación cuantitativa de la calidad del agua, permitiendo clasificar los cuerpos de agua según su nivel de integridad ecológica (Tabla 11).

**Tabla 11.** Clasificación de calidad del agua según el índice ABI

<b>Rango</b>	<b>Calidad</b>
> 96	Muy buena
59 – 96	Buena
36 – 58	Regular
< 35	Malo

**Fuente:** Encalada et al., (2004).

### **3.9 Análisis estadístico**

Para el análisis estadístico, se empleó el software Minitab, el cual proporcionó las herramientas necesarias para realizar el ANOVA. Para comparar los resultados de los índices de calidad del agua, se utilizó un diseño de bloque simple, permitiendo identificar las fuentes de variabilidad, como el factor de tratamientos y el factor de bloque. En este diseño, los índices BMWP y ABI fueron considerados como tratamientos, mientras que los puntos de muestreo se asignaron como bloques, lo que facilitó la evaluación de su influencia. Posteriormente, se llevó a cabo un análisis de varianza para determinar la existencia de diferencias significativas entre los índices (Escobar & Montoya, 2019).

## Capítulo 4

### Análisis y Discusión de los Resultados

#### 4.1 Análisis de la correlación que existe entre los macroinvertebrados acuáticos y los parámetros fisicoquímicos del agua en los ríos Sicalpa y Llin-Llin del cantón Colta

Para la selección de los puntos de muestreo en los ríos Sicalpa y Llin-Llin, ubicados en el cantón Colta, se consideraron factores clave como la representatividad espacial y relevancia ecológica, particularmente con miras a establecer una correlación entre los parámetros fisicoquímicos y los macroinvertebrados bentónicos. Entre los aspectos analizados están la accesibilidad a los puntos de muestreo, pendiente a lo largo del cauce y el grado de intervención antrópica.

La delimitación de los puntos se realizó a través del uso de SIG, mediante el análisis de capas temáticas como red hidrográfica, pendientes, cobertura y uso del suelo, centros poblados y vías de acceso. En base a este análisis se implementaron 10 puntos de muestreo por microcuenca y en los cuales se realizaron tres muestreos durante los meses de agosto, septiembre y octubre de 2024.

Este tipo de muestreo responde a un diseño metodológico estructurado que permitió obtener información espacial y temporal de la calidad del agua y la composición biológica de las microcuencas. Además, que se cumple con los principios de representatividad establecidos en estudios de evaluación ecológica en los sistemas fluviales altoandinos. Por otro lado, desde el punto de vista estadístico el número de sitios y el muestreo en tres momentos distintos garantizó una base de datos sólida y adecuada para la aplicación de pruebas de correlación y análisis de varianza.

Estos estudios fueron fundamentales para comprender cómo los parámetros de calidad del agua (OD, Coliformes fecales, pH, DBO<sub>5</sub>, nitratos, fosfatos, turbidez, TDS, entre otros), influyen en la diversidad y abundancia de los macroinvertebrados bentónicos, considerados indicadores clave del estado ecológico de los sistemas hídricos estudiados (Tabla 12). En definitiva, el diseño aplicado permitió generar conclusiones válidas y científicamente sustentadas, representativas de la realidad ambiental actual de las dos microcuencas.

**Tabla 12.** Estaciones de muestreo microcuenca Sicalpa

<b>Muestra</b>	<b>Zona de la microcuenca</b>	<b>UTM_X</b>	<b>UTM_Y</b>	<b>UTM_Z</b>
P1	Parte Baja	749010	9794464	3210
P2	Parte Baja	746368	9795631	3248
P3	Parte Baja	746591	9795408	3378
P4	Parte Baja	746145	9795476	3381
P5	Parte Media	745253	9795711	3438
P6	Parte Media	744207	9797072	3504
P7	Parte Media	744104	9797398	3518
P8	Parte Media	743538	9797209	3542
P9	Parte Alta	742234	9799919	3670
P10	Parte Alta	741754	9803247	3736

En la microcuenca Sicalpa se identificaron tres usos de suelo: páramo, pasto y cultivo. Además, se observó la presencia de viviendas a lo largo de la microcuenca, lo cual podría influir en la existencia o ausencia de macroinvertebrados, considerando el grado de sensibilidad de estos organismos.

En la Figura 2 se observa los puntos de muestreo seleccionados dentro de la microcuenca Llin-Llin. Esta información se obtuvo mediante el uso de la herramienta GPS test, que proporciona las coordenadas X e Y en el sistema WGS UTM 84.

**Tabla 13.** Estaciones de muestreo microcuenca Llin-Llin

<b>Muestra</b>	<b>Zona de la microcuenca</b>	<b>UTM_X</b>	<b>UTM_Y</b>
1	Parte Baja	749446	9793551
2	Parte Baja	749263	9793489
3	Parte Baja	748298	9792939
4	Parte Media	747390	9792350
5	Parte Media	756349	9792240
6	Parte Media	746099	9792187
7	Parte Media	745217	9791280
8	Parte Alta	744110	9790900
9	Parte Alta	733450	9791261
10	Parte Alta	743224	9792120

#### 4.1.1 Análisis de macroinvertebrados bentónicos microcuenca Sicalpa

La tabla 14, muestra el análisis de los macroinvertebrados acuáticos en la microcuenca Sicalpa, donde la comunidad de macroinvertebrados bentónicos está compuesta por 3364 individuos distribuidos en 19 familias y 7 órdenes. Desde el punto de vista ecológicos este número de individuos representan un indicador de equilibrio ambiental o resiliencia del sistema acuático, ya que refleja la permanencia de comunidades bentónicas estructuradas bajo condiciones similares de hábitat y calidad de agua. Asimismo, desde el punto de vista metodológico, implica que el muestreo fue adecuado y que el número de puntos seleccionados permitió capturar la diversidad existente en la zona de estudio.

Sin embargo, en sitios donde existe perturbación antrópica, se observó una baja permanencia en la riqueza de familias entre puntos de muestreo. Este análisis indio impactos localizados o condiciones ambientales homogéneas, mientras que una alta estabilidad puede estar asociada a condiciones ambientales más uniformes o a la presencia de procesos de autodepuración. Es importante mencionar que la presencia de órdenes sensibles como Ephemeroptera y Trichoptera, junto con la presencia de Diptera, son muy tolerantes a la contaminación, lo cual permite deducir que la calidad del agua varía en cada punto de muestreo. Con base en este criterio y para complementar la investigación se realizó el análisis de los parámetros fisicoquímicos con la finalidad de obtener una evaluación más completa.

**Tabla 14.** Macroinvertebrados bentónicos identificados en la microcuenca Sicalpa

Orden	Familia	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Diptera	Simuliidae			44	51	30	32	23	12		
	Tabanidae	3	7	4	7		1	1			
	Tipulidae	2	3	2	1			2	2	3	2
	Limoniidae	23	17	17	12	22	12	28	15	19	9
	Ceratopogonidae	81	45	46	29	32	29	26	3	9	5
	Chironomidae	163	113	100	86	108	162	47	10	4	
	Muscidae	1	1	2	2	1					
Trichoptera	Leptoceridae							14			11
	Hydrobiosidae								17	14	
	Hydropsychidae				3			5	1		
Coleoptera	Limnephilidae	7	8	10	12	14	14	8	25	15	27
	Scirtidae						4	1		3	2
	Elmidae	41	20	17	29	25	25	35	9	7	2
Ephemeroptera	Baetidae	185	218	230	151	117	117	52	22	9	18
	Leptophlebiidae									2	1
	Leptohyphidae					7	4		7	4	9
Tricladida	Planariidae		15	4		17					6
Amphipoda	Hyalellidae		31	33	45	7	14	15	10	15	36
Gasteropoda	Limnaeidae	16	7	4							
	Individuos/Punto/Muestreo	522	485	513	428	380	414	257	133	104	128
	Familias/Punto/Muestreo	10	12	13	12	11	11	13	12	12	12
	Total, Individuos	3364									
	Total, Familias	19									
	Total, Ordenes	7									

La tabla 15 presenta los valores de parámetros fisicoquímicos del agua y la riqueza de familias de macroinvertebrados acuáticos en la zona de estudio. Los resultados muestran una tendencia de alta contaminación en los puntos P1 a P7, influenciada por elevadas concentraciones de coliformes fecales, nitratos y fosfatos, lo que se ve reflejado en una disminución en la riqueza de familias.

El valor de OD varían ampliamente, en el punto P1 (166.87%), lo que indica una sobre oxigenación por actividad fotosintética, mientras que el punto P4 muestra una marcada disminución (37.73%), reflejando ambientes de mayor contaminación orgánica. El DBO<sub>5</sub> es particularmente alto en los puntos P1 a P5, con valores superiores a 4 mg/L, esto indica una carga orgánica significativa y, por consiguiente, un agua de menor calidad.

En lo que respecta a la contaminación microbiana por coliformes fecales, se observa una reducción significativa desde el punto P1 (1300 NMP/100 ml) hasta P10 (1 NMP/100 ml). La alta contaminación registrada en los puntos P1 a P7 se debe a las descargas directas de aguas residuales hacia el cauce principal ya que este atraviesa el centro poblado de Cajabamba. Por otro lado, los valores bajos en los puntos P8 a P10 obedecen a zonas con menor incidencia antrópica, especialmente en la parte alta de la microcuenca, también se asocian con posibles procesos naturales de autodepuración.

Los niveles de nitratos son elevados en los puntos P1 a P3 (18.73-23.60 mg/L), lo que está asociado a las descargas de aguas residuales domésticas. En contraste, los valores de P8 a P10 son notablemente bajos (<1.5 mg/L), indicando una menor influencia de contaminación ambiental. Los fosfatos alcanzan un pico en el punto P2 (5.57 mg/L) y P10 (4.67 mg/L), indicando una posible fuente de contaminación puntual o acumulación de sedimentos ricos en fósforo. La turbidez muestra un aumento en el punto P9 (1.62 NTU), lo que podría estar relacionado con el arrastre de sedimentos.

El contenido de TDS es mayor en el punto P1 (228.80 mg/L), indicando una elevada concentración de sales disueltas y contaminantes, mientras que P8 registra el menor valor (46.57 mg/L), reflejando una reducción en la carga contaminante.

La riqueza de familias de macroinvertebrados bentónicos es baja en los puntos con mayor contaminación (P1 a P7, con un promedio de 11.7 familias), lo que indica un impacto negativo en la biodiversidad acuática debido a la contaminación orgánica y química. En

contraste, P8 a P10 mantienen valores más estables (12 familias), lo que indica una mejora en la calidad del agua.

Estos resultados demuestran una fuerte degradación ambiental en la parte baja de la microcuenca (P1 a P7), caracterizada por altos niveles de contaminación orgánica, microbiana y de nutrientes, lo que afecta la biodiversidad acuática. Por otro lado, la reducción en los contaminantes y la recuperación parcial de la riqueza de familias en la parte alta de la microcuenca (P8 a P10) evidencian cierta capacidad de resiliencia y autodepuración del ecosistema acuático. Estos resultados son importantes para orientar la implementación de medidas de manejo integrales que permitan mejorar de forma sostenible la calidad del agua, especialmente en los sectores más afectados por la actividad antrópica.

**Tabla 15.** Parámetros fisicoquímicos y riqueza de familias de macroinvertebrados en la microcuenca Sicalpa

Puntos de muestreo	OD (%)	Coliformes fecales (NMP/100 ml)	pH	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	Nitratos (mg/l)	Fosfatos (mg/l)	Variación Temperatura (°C)	Turbidez (NTU)	TDS (mg/l)	Riqueza de Familias
P1	166.87	1300	8.43	11.25	18.73	1.13	0.80	0.76	228.80	10
P2	141.27	867	8.39	10.73	23.60	5.57	0.60	0.56	187.80	12
P3	118.53	333	8.44	9.91	18.90	0.27	0.82	0.73	172.73	13
P4	37.73	167	8.45	7.18	4.00	0.43	2.53	1.17	164.70	12
P5	84.00	267	8.20	4.85	9.17	0.40	2.23	0.86	181.00	11
P6	89.43	300	8.47	5.31	4.40	0.20	2.30	0.68	154.20	11
P7	134.93	233	8.23	3.64	3.20	0.27	2.80	0.83	156.13	13
P8	115.43	1	6.47	2.47	1.47	0.40	3.71	1.20	46.57	12
P9	138.73	1	7.19	2.73	1.43	0.27	2.75	1.62	74.00	12
P10	134.17	1	7.40	1.78	0.67	4.67	0.79	1.15	173.63	12

La figura 3 muestra un análisis detallado de la relación entre los parámetros fisicoquímicos del agua y la riqueza de macroinvertebrados acuáticos. A continuación, se destacan algunos hallazgos clave:

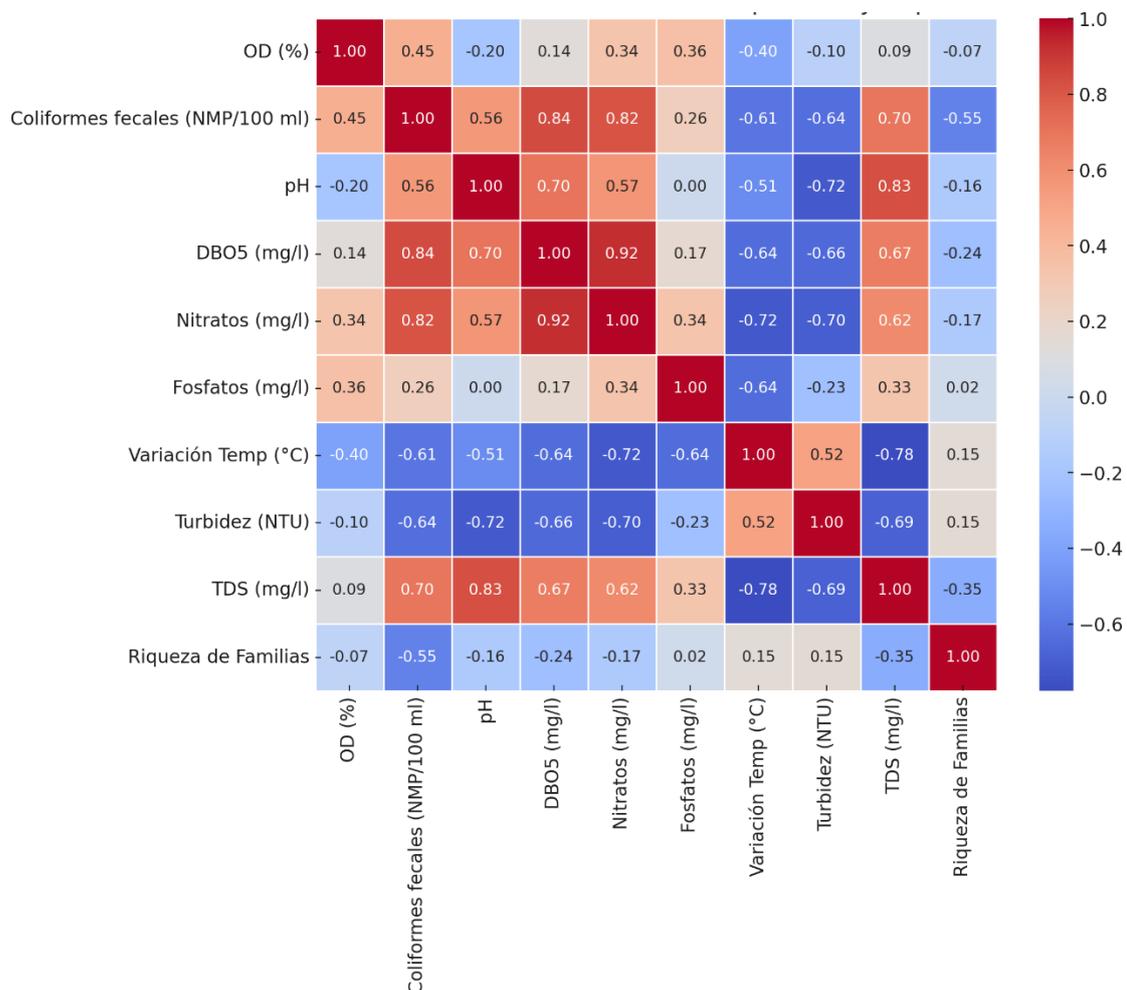
- En cuanto a los coliformes fecales y riqueza de familias (-0.55): Existe una correlación negativa moderada, lo que sugiere que niveles altos de contaminación fecal pueden reducir la biodiversidad de macroinvertebrados.
- El DBO<sub>5</sub> y riqueza de familias (-0.24): Presenta una correlación negativa con la riqueza de familias, lo que indica que una mayor contaminación orgánica afecta negativamente la diversidad biológica.
- Los TDS y riqueza de familias (-0.35): La cantidad de TDS tiene una correlación negativa, sugiriendo que aguas con mayor contenido de sales o partículas pueden ser menos favorables para los macroinvertebrados.

- Turbidez y riqueza de familias (0.15): Presenta una correlación baja, ya que se observa una ligera relación positiva, lo que obedece a que ciertas especies toleran niveles moderados de turbidez.
- Variación de temperatura y riqueza de familias (0.15): La relación es baja pero positiva, indicando que fluctuaciones de temperatura moderadas pueden no afectar significativamente la biodiversidad.
- Los nitratos presentan una correlación negativa baja (-0.16), lo que sugiere que concentraciones altas pueden afectar a la riqueza de familias.
- Los fosfatos no muestran una relación clara con la riqueza de familias (0.02).

Este tipo de análisis indica que la contaminación orgánica (coliformes fecales, DBO<sub>5</sub>) y la presencia de sólidos disueltos afectan negativamente la biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos, mientras que la variación térmica y la turbidez tienen un efecto mínimo.

Como medida de compensación se debe enfocarse en reducir la carga contaminante (descargas de aguas residuales) para mejorar la salud ecológica de los ecosistemas acuáticos.

**Figura 3.** Matriz de correlación entre parámetros fisicoquímicos y riqueza de familias en la microcuenca Sicalpa



#### 4.1.2 Análisis de macroinvertebrados bentónicos microcuenca *Llin-Llin*

En la microcuenca del río Llin-Llin se identificaron 8684 individuos de macroinvertebrados bentónicos, distribuidos en 26 familias y 9 ordenes (Tabla 16). La estación de muestre P7 fue la que obtuvo mayor número de individuos (1103) pertenecientes a 15 familias, mientras que la estación de muestreo P3 presentó la menor cantidad de individuos (602) pertenecientes a 13 familias. Entre las familias más representativas a lo largo de la microcuenca se encuentran *Chironomidae* y *Ceratopogonidae*, ambas del orden *Díptera*. La diversidad y distribución de los macroinvertebrados en los distintos puntos de muestreo reflejan una variabilidad en la calidad del agua y las condiciones ecológicas del ecosistema acuático estudiado. La combinación de familias tolerantes y sensibles permite inferir gradientes de contaminación y cambios en la estructura del hábitat, proporcionando información clave sobre el estado de salud del ecosistema.

**Tabla 16.** Macroinvertebrados bentónicos identificados en la microcuenca Llin-Llin

Orden	Familia	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Diptera	Blepharoceridae		3	9	6	3			3		
	Simuliidae	10	10	6	14	8	2		11	4	9
	Tabanidae	38	30	47	52	77	21	35	33	27	20
	Tipulidae								2	4	
	Limoniidae	5	21	13	11	37	15	34	14	35	12
	Ceratopogonidae	114	166	116	130	231	204	351	101	50	48
	Psychodidae				2			4	3		6
	Dolichopodidae	2									
	Empididae	2	2		3			3	4	2	1
	Chironomidae	421	226	241	332	666	373	526	656	517	656
Trichoptera	Muscidae		1			1			2		
	Leptoceridae		4			6	9	15		8	18
	Hydrobiosidae			5	7		6	2	11	12	5
	Limnephilidae	7	7	6	1	5	4	10	31	7	13
Coleoptera	Scirtidae							1		6	2
	Staphylinidae	3	1	1							
	Elmidae	30	38	53	49	27	39	90	80	93	58
Ephemeroptera	Baetidae	126	251	83	75	19	30	6	11	1	5
	Leptophlebiidae									2	1
	Leptohyphidae		6		5						
Oligochaeta	Haplotaxida	30	37	7	18	8	33	15	2	14	3
Tricladida	Planariidae		1								
Amphipoda	Hyaellidae					6	2	2	7	18	45
	Perlidae						2				1
Plecoptera	Gripopterygidae	8	4	15	46	6	21	9	47	18	9
Veneroida	Sphaeriidae		5			1	4		5		
Individuos/Punto/Muestreo		796	813	602	751	1101	765	1103	1023	818	912
Familias/Punto/Muestreo		13	18	13	15	15	15	15	18	17	18
Total, Individuos		8684									
Total, Familias		26									
Total, Ordenes		9									

La tabla 17 presenta datos de parámetros fisicoquímicos del agua y su relación con la riqueza de familias de macroinvertebrados acuáticos, analizados en 10 puntos de muestreo, de la microcuenca Llim-Llin. Estos parámetros incluyen oxígeno disuelto (OD), coliformes fecales, pH, demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), concentración de nutrientes (nitratos y fosfatos), variación de temperatura, turbidez y sólidos disueltos totales (TDS).

El análisis de estos factores permite evaluar la calidad del agua y su impacto en la biodiversidad acuática, específicamente en la composición y abundancia de macroinvertebrados, que son ampliamente reconocidos como bioindicadores de la salud ecológica de los ecosistemas acuáticos. La riqueza de familias se ve influenciada por la disponibilidad de oxígeno, la carga orgánica, la contaminación microbiológica y los niveles de nutrientes, ya que estos factores pueden afectar la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados.

La microcuenca Llim-Llin, al estar sujeta a diversas influencias naturales y antropogénicas, presenta variaciones en la calidad del agua a lo largo de los puntos de muestreo, lo que se refleja en las diferencias en la riqueza de macroinvertebrados. El análisis detallado de los parámetros fisicoquímicos en esta tabla permite establecer relaciones entre la calidad del agua y la biodiversidad acuática, proporcionando información relevante para la gestión y conservación de los recursos hídricos en la región.

**Tabla 17.** Parámetros fisicoquímicos y riqueza de familias de macroinvertebrados en la microcuenca Llin-Llin

Puntos de muestreo	OD (%)	Coliformes fecales (NMP/100 ml)	pH	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	Nitratos (mg/l)	Fosfatos (mg/l)	Variación Temperatura (°C)	Turbidez (NTU)	TDS (mg/l)	Riqueza de Familias
P1	109.67	2	7.07	2.56	0.18	0.44	1.47	1.97	157.33	13
P2	110.83	3	8.71	2.86	0.30	0.40	1.13	2.17	156.00	18
P3	113.78	2	8.60	2.93	0.20	0.33	1.55	2.43	138.33	13
P4	103.93	1	8.60	2.87	0.27	0.36	2.47	2.40	157.67	15
P5	114.13	0	8.60	3.17	0.20	0.30	2.47	1.90	148.00	15
P6	114.30	0	8.50	3.03	0.54	0.30	1.33	2.43	133.33	15
P7	112.10	1	8.59	2.50	0.37	0.43	1.41	3.00	144.00	15
P8	138.97	0	8.29	2.27	0.44	0.33	1.54	1.73	120.33	18
P9	108.67	0	8.47	2.35	0.24	0.23	1.97	1.88	120.00	17
P10	105.68	0	8.02	2.33	0.21	0.16	1.30	2.22	117.00	18

La figura 4 muestra los valores de oxígeno disuelto los cuales oscilan entre 103.93% (P4) y 138.97% (P8). En general, niveles adecuados de OD favorecen la presencia de macroinvertebrados, ya que indican buena calidad del agua. Sin embargo, los valores de OD

no muestran una relación clara con la riqueza de familias, sugiriendo que otros factores pueden estar influyendo en la biodiversidad.

Los coliformes fecales tienen valores bajos en la mayoría de los puntos de muestreo, con un máximo de 3 NMP/100 ml en P2 y un mínimo de 0 en cinco puntos (P5, P6, P8, P9 y P10). Se observa que los sitios con ausencia de coliformes fecales tienden a presentar mayor riqueza de familias (hasta 18 en P8 y P10), lo que sugiere que la contaminación microbiológica podría afectar negativamente la biodiversidad acuática.

El pH varía entre 7.07 (P1) y 8.71 (P2), dentro de un rango aceptable para la vida acuática. No se observa una relación evidente entre el pH y la riqueza de macroinvertebrados, lo que indica que las variaciones en este parámetro no tienen un impacto significativo en la diversidad en este caso.

La DBO<sub>5</sub> fluctúa entre 2.27 mg/l (P8) y 3.17 mg/l (P5). En general, niveles elevados de DBO<sub>5</sub> indican una mayor carga orgánica en el agua, lo que puede disminuir la biodiversidad. Se observa una leve relación negativa entre la DBO<sub>5</sub> y la riqueza de familias, pues los puntos con mayor riqueza (P2, P8, P10) presentan valores relativamente bajos de DBO<sub>5</sub>.

Los Nitratos: Presentan valores entre 0.18 mg/l (P1) y 0.54 mg/l (P6). Niveles elevados pueden favorecer la proliferación de algas y afectar la calidad del hábitat acuático.

Los Fosfatos: Oscilan entre 0.16 mg/l (P10) y 0.44 mg/l (P1). A pesar de que los valores son moderados, un aumento en la concentración de fosfatos podría generar procesos de eutrofización.

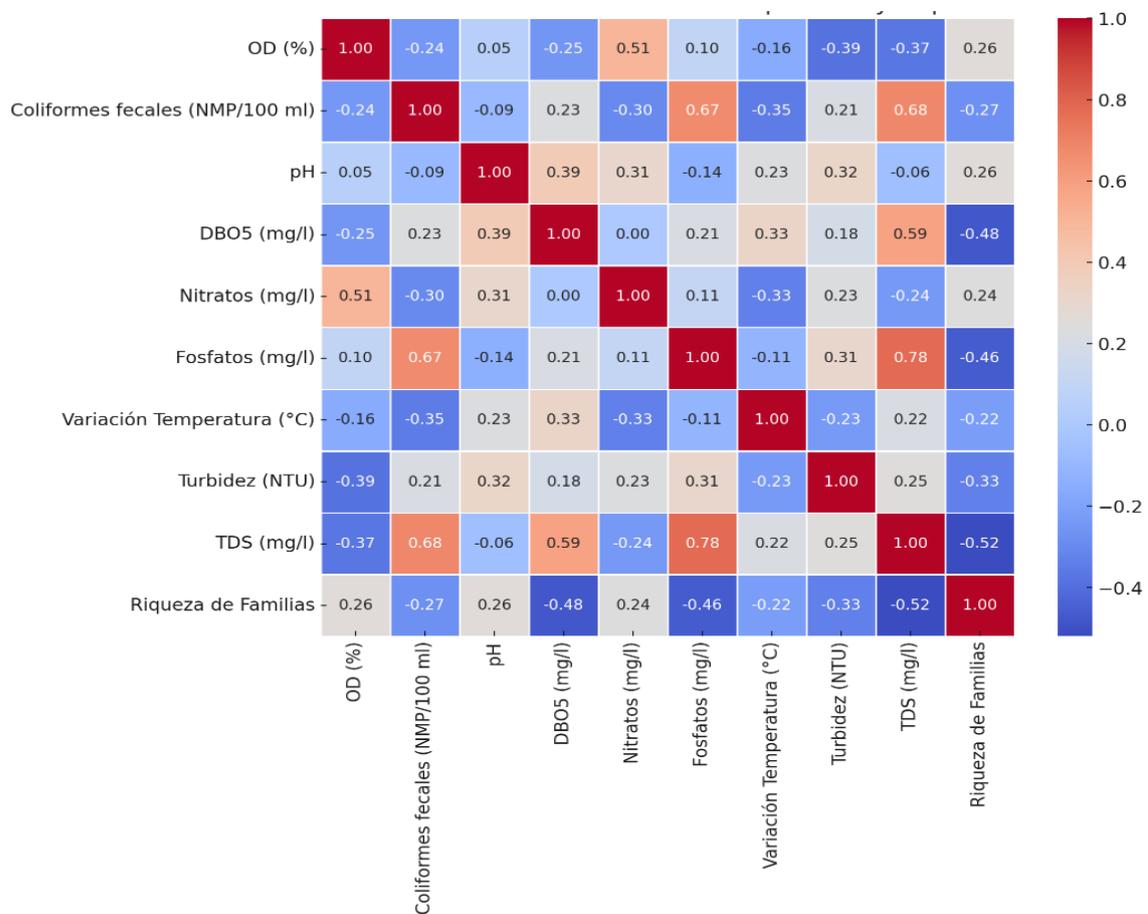
No se identifica una correlación clara entre estos nutrientes y la riqueza de familias, aunque los valores más altos de nitratos (P6 y P7) coinciden con una riqueza intermedia (15), lo que podría indicar que la contaminación por nutrientes no es el factor predominante en la biodiversidad de estos puntos.

La temperatura del agua varía entre 1.13 °C (P2) y 2.47 °C (P4 y P5). Aunque un cambio brusco de temperatura puede afectar a los macroinvertebrados, en este caso, las variaciones observadas son relativamente bajas, por lo que su impacto en la riqueza de familias parece ser mínimo. Los valores de turbidez oscilan entre 1.73 NTU (P8) y 3.00 NTU (P7). Aunque no se observa una correlación fuerte, puntos con menor turbidez (P8, P9, P10) presentan mayor riqueza de familias (17-18), lo que sugiere que aguas más claras pueden favorecer la diversidad de macroinvertebrados.

El TDS varía entre 117.00 mg/l (P10) y 157.67 mg/l (P4). Se observa una tendencia en la que los puntos con menor TDS (P8, P9, P10) tienen una mayor riqueza de macroinvertebrados. Esto sugiere que una menor concentración de sólidos disueltos favorece la biodiversidad, posiblemente debido a una menor contaminación química o salinidad en el agua. La riqueza de familias oscila entre 13 y 18, siendo los puntos P2, P8 y P10 los que presentan la mayor diversidad. Estos sitios coinciden con valores más bajos de DBO<sub>5</sub>, coliformes fecales y TDS, lo que sugiere que la calidad del agua en estos puntos es más favorable para la biodiversidad acuática.

La calidad del agua influye directamente en la riqueza de macroinvertebrados, siendo la DBO<sub>5</sub>, los coliformes fecales y el TDS los factores que más afectan la biodiversidad. La riqueza de familias tiende a ser mayor en sitios con baja carga orgánica y menor contaminación microbológica. Se recomienda un monitoreo continuo de los parámetros fisicoquímicos para evaluar su impacto en la biodiversidad y proponer estrategias de conservación.

**Figura 4.** Matriz de correlación entre parámetros fisicoquímicos y riqueza de familias en la microcuenca Llin-Llin



## 4.2 Calidad de agua mediante la comparación de los índices BMWP y ABI, en los ríos Sicalpa y Llin-Llin del cantón Colta

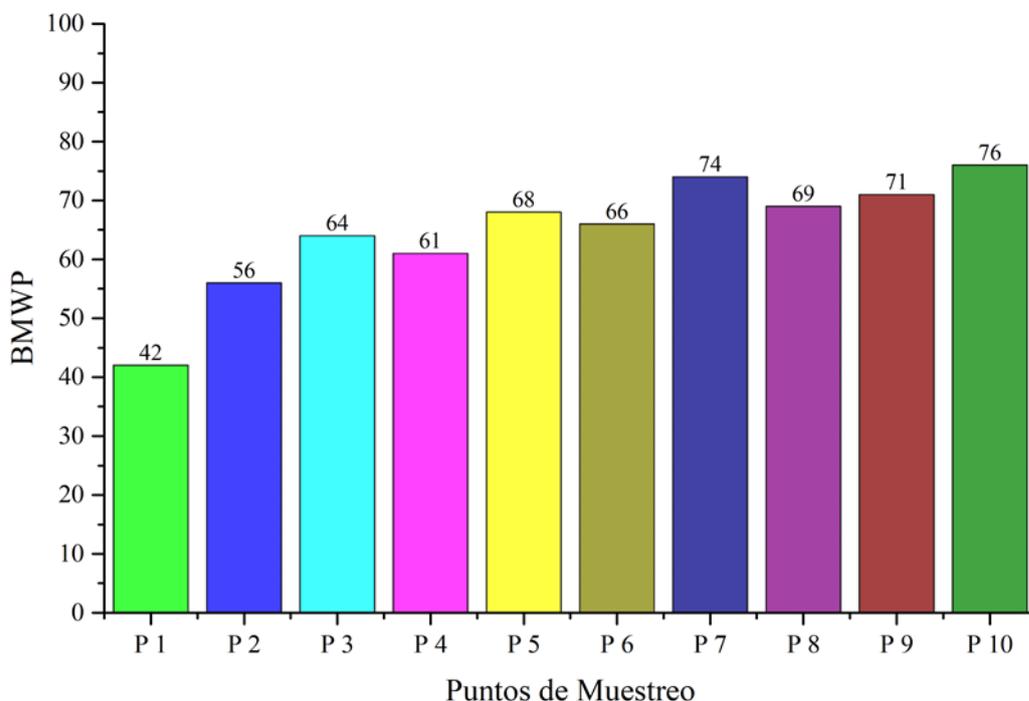
### 4.2.1 Biological Monitoring Working Party (BMWP) del río Sicalpa

La figura 5 presenta los resultados de la evaluación de la calidad del agua mediante el índice BMWP, cuyos valores oscilan entre 42 a 76. El Punto P1 presenta el valor más bajo (42), lo que, indicando una calidad de agua dudosa, mientras que el punto P10 tiene el valor más alto (76), lo que indica un agua de mejor calidad de agua en comparación con la parte baja de la microcuenca.

En los puntos intermedios, se observa una tendencia general de mejora en la calidad del agua, con valores de BMWP que oscilan entre 56 y 74.

Este análisis demuestra que la calidad del agua mejora conforme se avanza hacia los puntos más altos de la microcuenca, lo que está relacionada con una disminución de la influencia antropogénica y/o un proceso de autodepuración natural del ecosistema acuático.

**Figura 5.** Índice de calidad de agua BMWP del río Sicalpa



La tabla 18 presenta un resumen del índice BMWP de la zona de estudio. El punto P1 y P2: presento un índice BMWP de 42 y 56, las cuales indica una calidad de agua "Dudosa". Esto

sugiere que estos puntos presentan una contaminación moderada, lo que podría indicar la presencia de contaminantes que afectan el ecosistema acuático, pero no en niveles extremos.

Los puntos de muestreo P3, P4, P5, P6 y a P7, presentaron una puntuación de 64, 61, 68, 66 y 74 respectivamente. Estos valores indican un rango de calidad de agua "Aceptable", lo que implica que las condiciones del agua son más favorables para los organismos acuáticos, y la calidad del agua es adecuada para el desarrollo de las especies presentes en la microcuenca.

Los puntos de muestreo P8, P9 y P10, presentan un valor de 69, 71 y 76, respectivamente, y clasifican a la microcuenca una calidad de agua "Aceptable". Este resultado refuerza la tendencia de una calidad adecuada en la parte superior de la microcuenca, donde las condiciones parecen ser más favorables para la biota acuática.

Por consiguiente, el agua del río Sicalpa varía a lo largo de los puntos de muestreo, con una zona inferior que muestra una calidad de agua dudosa y una mejora progresiva hacia el área superior, donde la calidad del agua es aceptable. Esto sugiere que, en los puntos más bajos del río, especialmente en la zona poblada, existe fuentes de contaminación (descarga de aguas residuales) que afectan la biodiversidad acuática.

**Tabla 18.** Resumen de resultados obtenidos del índice BMWP del río Sicalpa

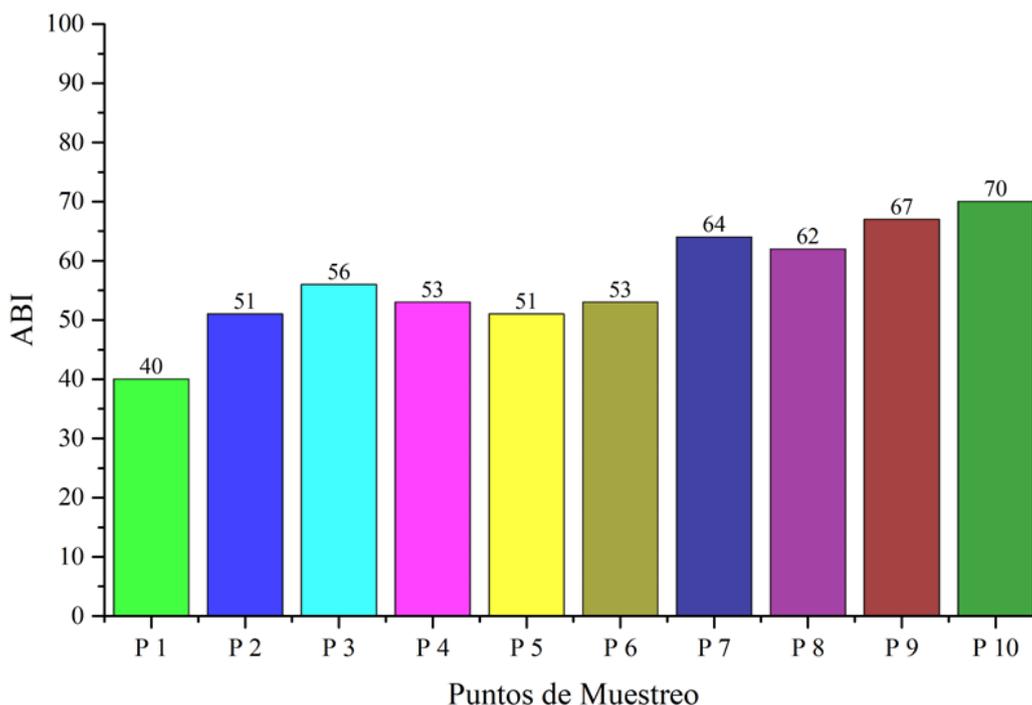
Punto de muestreo	BMWP	Calidad de agua
Punto 1	42	Dudosa
Punto 2	56	Dudosa
Punto 3	64	Aceptable
Punto 4	61	Aceptable
Punto 5	68	Aceptable
Punto 6	66	Aceptable
Punto 7	74	Aceptable
Punto 8	69	Aceptable
Punto 9	71	Aceptable
Punto 10	76	Aceptable

#### 4.2.2 Índice Biológico Andino (ABI), del río Sicalpa

La figura 6 muestra los resultados obtenidos de la evaluación de calidad de agua mediante el índice ABI en distintos puntos de muestreo del río Sicalpa. Los valores obtenidos oscilan entre 40 y 70, lo que refleja variaciones en la calidad a lo largo del cauce principal.

El Punto P1 ubicado en la parte baja de la microcuenca presenta el valor más bajo del índice ABI (40), lo que sugiere condiciones menos favorables para la biota acuática, posiblemente debido a altos niveles de contaminación o una mayor influencia antropogénica. En contraste, el Punto P10 ubicado en la parte alta de la microcuenca exhibe el valor más alto (70), indicando mejores condiciones ambientales en esa zona.

**Figura 6.** Índice de calidad de agua ABI del río Sicalpa



La tabla 19 muestra el resumen del índice ABI, obtenidos dentro de la microcuenca Sicalpa, junto con la clasificación de la calidad del agua en cada punto. Los valores varían entre 40 y 70, lo que indica una mejora gradual de la calidad del agua a lo largo del cauce principal.

En el Punto 1, el índice ABI presenta el valor más bajo (40), clasificando la calidad del agua como regular. Esto sugiere que este sector del río podría estar afectado por mayores niveles de contaminación, posiblemente debido a descargas de aguas residuales o actividades humanas cercanas. A partir del Punto 2 en adelante, los valores del índice ABI mejoran significativamente, con valores superiores a 50, lo que permite clasificar la calidad del agua como buena en estos puntos. El Punto 10 alcanza el valor más alto (70), indicando la mejor calidad del agua dentro de la zona estudiada.

Los valores del índice ABI sugieren una tendencia de mejora en la calidad del agua conforme se avanza hacia los puntos más alejados de las posibles fuentes de contaminación. Este

comportamiento puede deberse a diversos factores, como: Disminución de la carga contaminante en los puntos más alejados de áreas urbanas o actividades humanas intensivas. En general, los resultados del índice ABI indican que la calidad del agua en el río Sicalpa es buena, sin embargo, existen zonas de menor calidad como el Punto 1 que requiere estrategias de manejo para mejorar sus condiciones ambientales.

**Tabla 19.** Resumen de resultados obtenidos del índice ABI del río Sicalpa

<b>Punto de muestreo</b>	<b>ABI</b>	<b>Calidad de agua</b>
Punto 1	40	Regular
Punto 2	51	Buena
Punto 3	56	Buena
Punto 4	53	Buena
Punto 5	51	Buena
Punto 6	53	Buena
Punto 7	64	Buena
Punto 8	62	Buena
Punto 9	67	Buena
Punto 10	70	Buena

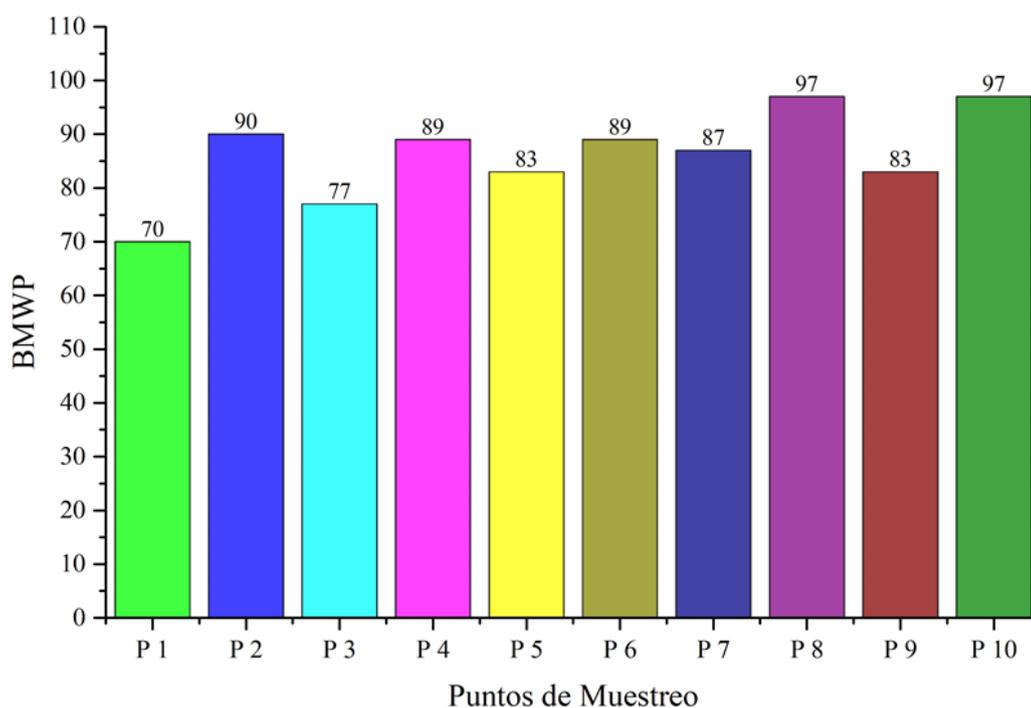
#### **4.2.3 Biological Monitoring Working Party (BMWP) del río Llin-Llin**

La figura 7 presenta los resultados de la evaluación de la calidad del agua utilizando el índice BMWP. Los valores varían entre 70 y 97, lo que indica una calidad de agua desde aceptable a buena. El Punto 1 presenta el valor más bajo (70), mientras que los valores más altos (97) se registran en los Puntos 8 y 10. En general, se observa una tendencia de variabilidad en la calidad del agua, con valores superiores a 80 en la mayoría de los puntos de muestreo.

La presencia de valores elevados en la mayoría de los puntos sugiere una buena calidad del agua, evidenciada por la presencia de macroinvertebrados sensibles a la contaminación. Sin embargo, las diferencias entre puntos están asociadas con la presencia de actividades humanas.

En particular, los valores más altos en los puntos 8 y 10 pueden indicar una menor influencia antrópica en estas zonas, favoreciendo una mejor calidad del agua. En general, los resultados sugieren que el río Llin-Llin mantiene una calidad del agua mayormente buena, aunque con ciertas fluctuaciones a lo largo de su recorrido.

**Figura 7.** Índice de calidad de agua BMWP del río Llin-Llin



Los valores del índice BMWP en el río Llin-Llin varían entre 70 y 97, lo que indica que la calidad del agua en los puntos de muestreo analizados se encuentra dentro de un rango aceptable. El valor más bajo se registra en el Punto 1 (70), mientras que los valores más altos (97) corresponden a los Puntos 8 y 10. En general, los valores del índice BMWP muestran una distribución relativamente homogénea, con la mayoría de los puntos superando el umbral de 80.

Los valores elevados del índice sugieren la presencia de macroinvertebrados sensibles a la contaminación, lo que indica una menor afectación por actividades antrópicas en la microcuenca. En particular, los puntos con valores más altos pueden indicar zonas con menor perturbación ambiental o mejores condiciones de hábitat. En términos generales, los resultados sugieren que el río Llin-Llin mantiene una calidad de agua aceptable a lo largo de su recorrido, con ciertas fluctuaciones posiblemente asociadas a factores locales.

**Tabla 20.** Resumen de resultados obtenidos del índice BMWP del río Llin-Llin

Punto de muestreo	BMWP	Calidad de agua
Punto 1	70	Aceptable
Punto 2	90	Aceptable
Punto 3	77	Aceptable
Punto 4	89	Aceptable

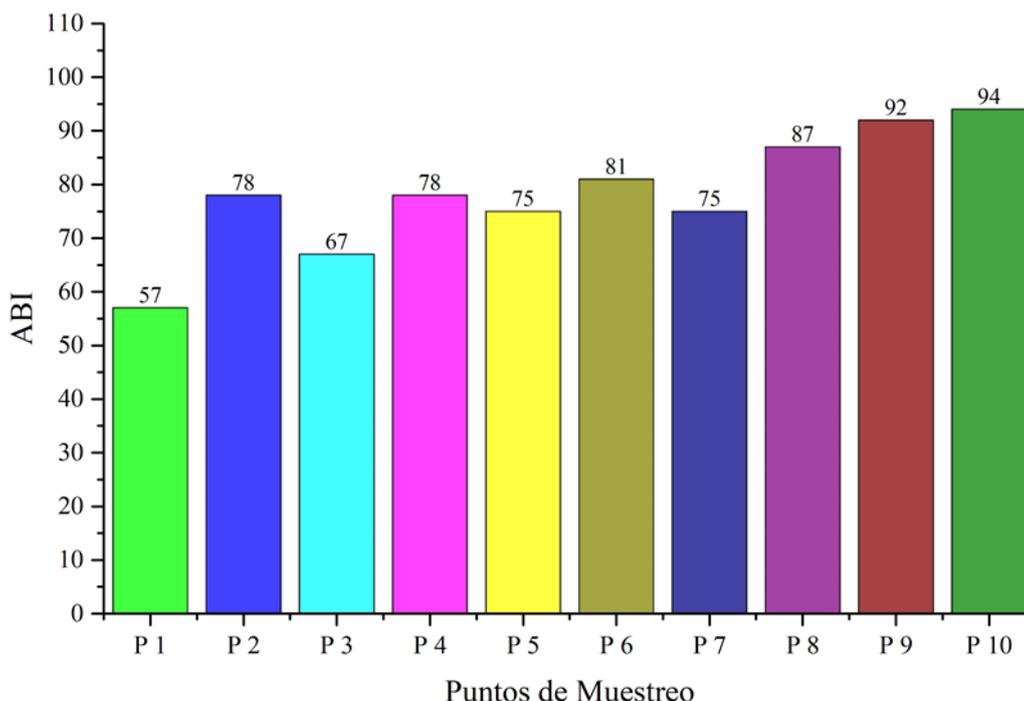
Punto 5	83	Aceptable
Punto 6	89	
Punto 7	87	
Punto 8	97	
Punto 9	83	
Punto 10	97	

#### 4.2.4 Índice Biológico Andino (ABI), del río Llin-Llin

La figura 8 muestra los resultados obtenidos de la evaluación de calidad de agua mediante el índice ABI. Se observa que los valores del índice varían entre 57 y 94, mostrando una tendencia de mejora en la calidad del agua a medida que se avanza en los puntos de muestreo.

El valor más bajo se registra en el Punto 1 (57), mientras que los valores más altos corresponden a los Puntos 9 y 10, con 92 y 94, respectivamente. La mayoría de los puntos presentan valores superiores a 70, lo que sugiere una calidad de agua que oscila entre aceptable y buena.

**Figura 8.** Índice de calidad de agua ABI del río Llin-Llin



La tabla 21 muestra el resumen del índice ABI, obtenidos dentro de la microcuenca Llin-Llin, donde el puntaje oscila entre 57 y 94, reflejando una calidad del agua entre regular y buena. El Punto 1 presenta el valor más bajo (57), posiblemente debido a mayor

contaminación o menor diversidad de macroinvertebrados. A partir del Punto 2, los valores mejoran significativamente (67-94), predominando la buena calidad del agua. Los valores más altos se registran en los Puntos 9 y 10 (92 y 94), indicando condiciones más favorables en estos tramos.

**Tabla 21.** Resumen de resultados obtenidos del índice ABI del río Llin-Llin

Punto de muestreo	ABI	Calidad de agua
Punto 1	57	Regular
Punto 2	78	Buena
Punto 3	67	Buena
Punto 4	78	Buena
Punto 5	75	Buena
Punto 6	81	Buena
Punto 7	75	Buena
Punto 8	87	Buena
Punto 9	92	Buena
Punto 10	94	Buena

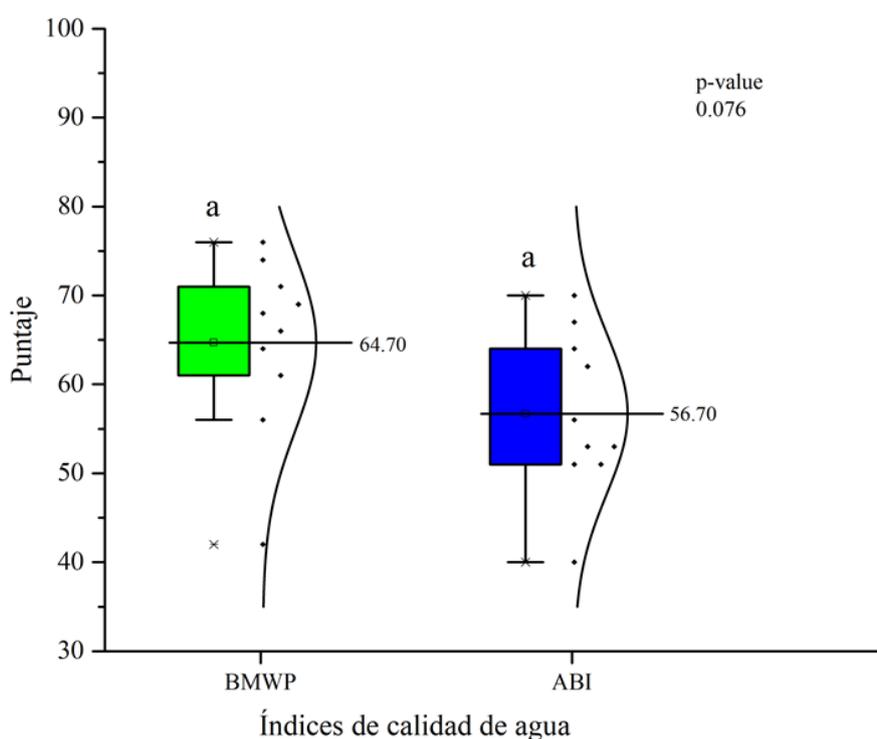
#### 4.2.5 Evaluación comparativa de los resultados obtenidos a partir del cálculo de los índices biológicos BMWP-ABI de la microcuenca Sicalpa

El estudio de los índices BMWP y ABI muestra una ligera diferencia en sus valores medios, (64.70 y 56.70). El análisis de varianza (ANOVA) indica que no hay diferencias estadísticamente significativas entre los índices BMWP y ABI a un nivel de significancia del 5% ( $p\text{-value} = 0.076$ ). Esto sugiere que, aunque existen diferencias en los valores medios, estos no son lo suficientemente grandes para ser considerados significativos (Figura 9).

Para efectos de análisis desde una perspectiva ecológica, la similitud en los resultados de los dos índices sugiere que ambos reflejan tendencias similares en la calidad del agua de la microcuenca Sicalpa. No obstante, el BMWP muestra valores ligeramente superiores, lo que podría indicar una mayor sensibilidad en la detección de cambios en la comunidad de macroinvertebrados.

Como resultados del presente estudio ambos índices son herramientas útiles para evaluar la calidad del agua en la microcuenca, aunque el BMWP podría tener una mayor capacidad para reflejar variaciones en la biodiversidad acuática.

**Figura 9.** Comparación Índice BMWP y ABI de la microcuenca Sicalpa



#### **4.2.6 Evaluación comparativa de los resultados obtenidos a partir del cálculo de los índices biológicos BMWP-ABI de la microcuenca Llin-Llin**

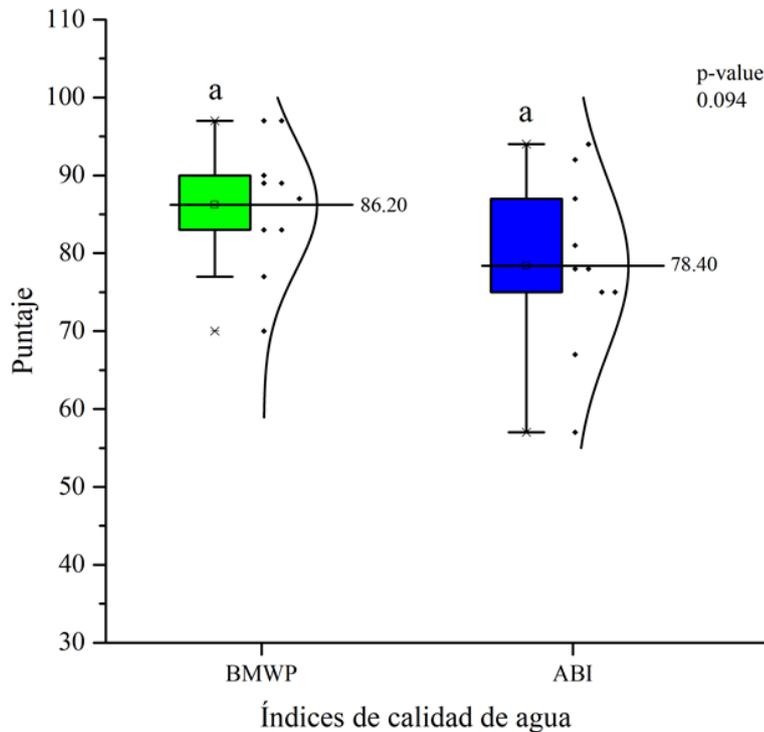
El análisis de los índices BMWP y ABI en la microcuenca Llin-Llin muestra diferencias en sus valores medios. El índice BMWP presenta un valor medio de 86.20, mientras que el índice ABI registra un valor medio de 78.40. cabe mencionar que el BMWP exhibe valores ligeramente superiores, la distribución de los datos en ambos índices es relativamente similar, con variaciones mínimas dentro de rangos comparables.

El análisis de varianza (ANOVA) arroja un valor  $p = 0.094$ , lo que indica que no hay diferencia significativa entre los índices BMWP y ABI. Este resultado sugiere que, aunque existen diferencias numéricas entre los dos índices, estas no son lo suficientemente grandes para considerarse significativas en términos estadísticos.

Desde el punto de vista ecológico, los dos índices reflejan tendencias similares en la calidad del agua en la microcuenca Llin-Llin. Sin embargo, el BMWP presenta valores más altos, lo que puede indicar una mayor sensibilidad para evaluar cambios en la biodiversidad de macroinvertebrados. De manera general este estudio indica un agua de buena calidad, con variaciones mínimas entre los dos índices. Esto sugiere que el ecosistema acuático mantiene

una estructura biológica relativamente estable, lo que puede estar asociado con una baja influencia antropogénica y procesos de autodepuración adecuados.

**Figura 10.** Comparación Índice BMWP y ABI de la microcuenca Llin-Llin



### 4.3 Discusión de los Resultados

Los resultados obtenidos en la evaluación de la calidad del agua de los ríos Sicalpa y Llin-Llin evidencian variaciones significativas tanto en los parámetros físico-químicos como biológicos, lo que permitió inferir diferentes niveles de alteración antrópica a lo largo de las zonas de estudio. La aplicación de los índices ICA, BMWP y ABI en las microcuencas, demostraron ser altamente confiables para evaluar la calidad ecológica del agua. Estos índices han sido validados ampliamente en diversas regiones de América Latina por su capacidad para integrar múltiples parámetros fisicoquímicos y biológicos, permitiendo una evaluación integral del estado actual de la calidad del agua.

La confiabilidad de estos índices se refuerza por la consistencia de los patrones observados: tanto BMWP como ABI reflejan un deterioro de la calidad del agua en las zonas bajas de las microcuencas (actividades antrópicas) y una mejora hacia las zonas altas, con menor presión antrópica y mayor capacidad de autodepuración natural. El ANOVA aplicado en ambos casos no mostró diferencias estadísticamente significativas ( $p > 0.05$ ) entre los índices biológicos, lo que respalda su aplicación como herramienta complementaria. En general, los

índices empleados reflejan condiciones de calidad de agua aceptable a buena en las partes altas de las microcuencas y moderada a crítica en las partes medias a bajas.

La idea de realizar esta investigación en las dos microcuencas se basa en la necesidad analizar si las actividades antrópicas inciden o no en la calidad de agua, a pesar de ser dos microcuencas que presentan características físicas y ecológicas similares. A pesar de estas similitudes las dos microcuencas presentan distintos niveles de alteración antrópica. En el caso de la microcuenca Sicalpa, esta atraviesa la zona urbana de Cajabamba, lo que genera una carga significativa de contaminación por aguas residuales y actividades agropecuarias. En contraste, la microcuenca Llin-Llin se encuentra en una zona con menor desarrollo urbano y mayor cobertura vegetal, permitiendo observar ecosistemas con menor alteración.

Estudiar ambas microcuencas permitió no solo identificar patrones comunes, sino también establecer diferencias significativas frente a las presiones ambientales. Por ejemplo, la microcuenca Llin-Llin mostró valores más altos en los índices biológicos (BMWP: 86.2 y ABI: 78.4), lo que sugiere mejores condiciones ecológicas respecto al río Sicalpa (BMWP: 64.70 y ABI: 56.70).

Realizar un análisis a un solo río podría haber restringido la interpretación de los resultados y su aplicación en la toma de decisiones. El enfoque en dos ríos certifica mayor representatividad, validez ecológica y una base comparativa robusta para futuras políticas de conservación.

Una de las diferencias en los resultados es que la microcuenca Sicalpa muestra mayores niveles de contaminación, especialmente en los puntos P1 a P7, con valores elevados de coliformes fecales, DBO<sub>5</sub> y nitratos, reflejando una presión antrópica más intensa, mientras que la microcuenca Llin-Llin, mantiene una calidad de agua en mejores condiciones (Buena), incluso en la parte baja, lo que se traduce en una mayor riqueza de macroinvertebrados indicadores de buena calidad y una menor carga contaminante.

Respecto a la diversidad de macroinvertebrados bentónicos, Llin-Llin presentó 8684 individuos distribuidos en 26 familias y 9 órdenes, frente a los 3364 individuos, 19 familias y 7 órdenes del río Sicalpa, esto indica una mejor estructura ecológica en la microcuenca Llin-Llin.

Estos hallazgos son similares a los reportados por Cumbal & Ordoñez, (2023), quienes determinaron que en la microcuenca del río Sicalpa existen tramos con alta presencia de contaminantes orgánicos, especialmente en zonas cercanas a centros poblados, lo que repercute directamente en los niveles de oxígeno disuelto y en la presencia de organismos bioindicadores sensibles.

Asimismo, el uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos en este estudio permitió identificar diferencias ecológicas entre los sitios. Esta similitud ha sido validada por varios estudios en la región andina, como el de Salau & Soliz, (2023), quienes demostraron que el índice BMWP permite una caracterización precisa de la calidad ecológica del agua, siendo sensible a la presencia de descargas de aguas residuales y actividades agrícolas sin ningún tipo de control.

Por otro lado, al comparar estudios desarrollados por Déley & Santillán, (2016) en el Parque Nacional Sangay, se observa que, a pesar de existir similitudes en cuanto a la diversidad de familias de macroinvertebrados, los valores de los índices en los ríos del cantón Colta son más bajos, lo que se relaciona con un mayor grado de intervención antrópica. Por ejemplo, en las microcuencas de Jubal y Ozogoche, se reportaron valores de BMWP superiores a 120, lo cual contrasta con los valores promedio de 50-70 observados en el presente estudio, especialmente en el río Llin-Llin. Esta diferencia en los resultados se debe a que las microcuencas Jubal y Ozogoche están ubicadas en zonas de transición del Parque Nacional Sangay, donde existe un mayor control sobre la ejecución de actividades antrópicas.

El análisis de resultados del ICA coinciden con lo señalado por Robalino, (2017), quien desarrolló un índice integrado (ICA+ABI) para evaluar ríos de la zona andina. El autor indica que, en cuerpos de agua con presencia de descargas domésticas y baja cobertura vegetal, el índice tiende a deteriorarse, tal como se reporta en los puntos de la parte bajos del río Sicalpa.

Según Quishpi et al., (2018) sus resultados coinciden con los de la presente investigación, al evidenciar condiciones ecológicas similares en las zonas altas de la microcuenca y un deterioro progresivo hacia las partes medias y bajas, atribuible a los cambios en el uso del suelo y a la ausencia de tratamientos de aguas residuales.

Santillán, (2024) en su estudio sobre macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua en la microcuenca Columbe, cantón Colta refuerza la idea de que los ecosistemas acuáticos de altura están siendo presionados por actividades humanas. A pesar

de las condiciones favorables en las partes altas donde nace el recurso hídrico, la degradación es evidente a medida que los ríos atraviesan áreas agrícolas y centro poblados, fenómeno también observado en el río Llin-Llin, especialmente en zonas con actividad agropecuaria.

Estudios desarrollados por Carrasco et al., (2022) en la regio andina de Colombia evidencian patrones similares, donde la diversidad y abundancia de macroinvertebrados disminuyen en correlación con el aumento de la contaminación orgánica y sedimentación. Esta similitud subraya que los cuerpos de agua andinos enfrentan retos comunes en cuanto a medidas de conservación y gestión integral.

Finalmente, al considerar los desafíos ante el cambio climático, es importante señalar lo expuesto por Márquez et al., (2023) quienes destacan que los ecosistemas altoandinos, como los del cantón Colta, requieren sistemas de monitoreo continuo y estrategias adaptativas para garantizar la sostenibilidad del recurso hídrico. El presente estudio aporta evidencia local que puede ser integrada en iniciativas regionales de conservación.

Por otro lado, también vale la pena mencionar que las actividades antrópicas que afectan directamente la calidad de agua son el uso intensivo de agroquímicos en cultivos agrícolas, como fertilizantes nitrogenados y fosforados, así como pesticidas, los cuales se incorporan al cauce principal por medio de la escorrentía. Asimismo, la deforestación de las zonas ribereñas, tanto para expansión agrícola como para pastoreo, incrementa la erosión del suelo, disminuye la filtración natural y contribuye a la sedimentación del cauce.

Una de las actividades que mayor afectación sufren las microcuencas y que causan un mayor deterioro son las descargas directas de aguas residuales domésticas sin tratamiento, principalmente en zonas urbanas como Cajabamba, lo que eleva la carga orgánica y microbiológica del agua, reduciendo el oxígeno disuelto e incrementando los niveles de coliformes fecales. A ello se suman prácticas ganaderas como el acceso libre del ganado a los ríos, que deterioran las riberas y contaminan el agua con excretas. Estos factores, en conjunto, comprometen seriamente la calidad del recurso hídrico y el equilibrio ecológico de las microcuencas.

## Capítulo 5

### Conclusiones

- En la microcuenca del río Sicalpa se identificaron 3364 individuos de macroinvertebrados bentónicos, distribuidos en 19 familias y 7 órdenes, lo que indica una diversidad moderada. Esta cantidad es adecuada desde el punto de vista de muestreo, pero el número bajo de familias y órdenes, en comparación con otras microcuencas altoandinas, puede reflejar un nivel de estrés ecológico en ciertos tramos del río. La presencia de órdenes como Ephemeroptera y Trichoptera, que incluyen familias sensibles a la contaminación, sugiere condiciones aceptables en algunos puntos. Sin embargo, su compatibilidad con grupos dominantes del orden Diptera, conocido por alta tolerancia a condiciones degradadas, permite deducir una contaminación alta en zonas medias y bajas.
- En la microcuenca del río Llin-Llin se identificaron 8684 individuos de macroinvertebrados bentónicos, distribuidos en 26 familias y 9 órdenes, lo que representa una diversidad alta. La presencia de familias sensibles combinadas con familias tolerantes como Chironomidae y Ceratopogonidae (Diptera), indican la existencia de gradientes de perturbación, pero en menor medida que en Sicalpa. La composición y número de macroinvertebrados recolectados en Llin-Llin son indicativos de un sistema más resiliente, posiblemente con mayor cobertura vegetal ribereña, menor intervención antrópica directa y mejores condiciones fisicoquímicas del agua.
- El estudio determinó que la calidad del agua en el río Sicalpa es más vulnerable, con valores del índice ABI entre 40 y 70 y BMWP de 42 y 76, indicando condiciones de agua desde regular a aceptable. El río Llin-Llin presentó mejores condiciones ecológicas, con valores de ABI entre 57 y 94, y BMWP entre 70 y 97, lo que refleja una calidad de agua preferentemente buena.
- La correlación entre la carga orgánica ( $DBO_5$ ), coliformes fecales y la disminución en la riqueza de familias refuerza la utilidad de los macroinvertebrados en el monitoreo ecológico. Por tal razón, este trabajo aporta datos actualizados y una comparación estadística entre los índices BMWP y ABI, que muestran comportamientos similares. Por tanto, esta investigación se consolida como una herramienta valiosa para el diseño de estrategias de manejo ambiental, políticas públicas de conservación y procesos participativos de gestión del recurso hídrico, orientados a preservar la biodiversidad acuática y garantizar la sostenibilidad del agua en el cantón Colta.

## **Recomendaciones**

- Llevar a cabo valoraciones sobre la calidad del agua mediante el uso de bioindicadores acuáticos ya que estos hallazgos evidencian la necesidad urgente de implementar estrategias de manejo ambiental orientadas a la recuperación de estos ecosistemas. En este sentido, se recomienda fortalecer el monitoreo periódico, regular adecuadamente las descargas de efluentes y fomentar prácticas sostenibles en las microcuencas, con el objetivo de mejorar tanto la calidad del agua como la biodiversidad en los ríos Sicalpa y Llin-Llin.
- Es fundamental promover la educación ambiental y la implementación de buenas prácticas agrícolas y ganaderas entre las comunidades locales. Esto incluye el uso controlado de fertilizantes, la construcción de cercas ribereñas para evitar el ingreso de ganado a los cuerpos de agua, y el tratamiento adecuado de aguas residuales domésticas, especialmente en zonas cercanas a los puntos más afectados.
- Se sugiere ejecutar proyectos de reforestación y conservación de las zonas aledañas al cause principal de las dos microcuencas, priorizando aquellas áreas donde la calidad del agua se ve más comprometida. La vegetación ribereña actúa como una barrera natural contra la erosión, mejora la infiltración del agua y sirve como hábitat para diversas especies, favoreciendo el equilibrio ecológico del sistema fluvial.

## Referencias Bibliográficas

- Alcívar, A. (2025). Índice de calidad como indicador de efectividad en la potabilización del agua del río Carrizal. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 16(1), 173–236. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2025-01-05>
- Ante, D., & Pilatasig, G. (2020). Determinación de la calidad del agua por bioindicadores (macroinvertebrados) e índices EPT, BMWP/COL, ABI y Shannon– Weaver del río Pachanlica, provincia de Tungurahua, 2020. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Técnica de Cotopaxi.
- Armitage, P., Moss, D., Wright, J., & Furse, M. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17(3), 333–347.
- Barros, W. (2021). Separación de microplásticos mediante procesos físico- químicos en aguas residuales en la ciudad de Riobamba. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Nacional de Chimborazo.
- Bhadrecha, M., Khatri, N., & Tyagi, S. (2016). Rapid integrated water quality evaluation of Mahisagar river using benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(4), 254. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5256-9>
- Bolaños, J., Cordero, G., & Segura, G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Revista Tecnología En Marcha*, 30(4), 15. <https://doi.org/10.18845/tm.v30i4.3408>
- Cabezudo, R. (2025). Remoción de Nitrato , Amonio y Hierro en aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos , mediante la cianobacteria *Synechococcus sp . UCP002*. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas.
- Carrasco, C., Rayme, C., Arana, J., Álvarez, D., Ayala, Y., & Sanchez, M. (2022). Aquatic macroinvertebrate trophic guilds, functional feeding groups, and water quality of an andean urban river. *Frontiers in Environmental Science*, 10(September), 1–15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1003207>
- Chanatasig, A. (2023). Determinación de la calidad de agua por bioindicadores macroinvertebrados en el río Quindigua, parroquia Guasaganda, cantón la Maná, 2023. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Técnica de Cotopaxi.

- Choque, D., Froehner, S., Palomino, H., Peralta, D., Barboza, G., Kari, A., Zamalloa, L., Mojo, A., Barboza, E., Zamalloa, M., Martínez, E., Calla, M., Aronés, E., Solano, A., & Choque, Y. (2022). Proposal of a Water-Quality Index for High Andean Basins: Application to the Chumbao River, Andahuaylas, Peru. *Water (Switzerland)*, *14*(654), 1–19. <https://doi.org/10.3390/w14040654>
- Chuncho, G. (2019). Páramos del Ecuador, importancia y afectaciones: Una revisión. *Bosques Latitud Cero*, *9*(2), 71–83.
- Chuqui, A., & Manzaba, R. (2021). Determinación de calidad de agua por bioindicadores (macroinvertebrados) en el río Machángara, del distrito metropolitano de Quito (DMQ), 2021. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Técnica de Cotopaxi.
- Churampi, H., & Ibañez, A. (2023). Evaluación de la calidad del agua mediante bioindicadores que emplean macroinvertebrados (índice BMWP-COL) y análisis fisicoquímicos-microbiológicos (índice NSF) en el río Neshuya, departamento Ucayali, Perú. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Nacional de Ucayali.
- Clavijo, P. (2025). Diatomeas epilíticas asociadas al índice trófico de calidad del agua del río Yanayacu, Cotopaxi, Ecuador. *Mikarimin. Revista Científica Multidisciplinaria*, *11*(1), 157–177.
- Crespo, M., Fernández, M., & Pérez, L. (2022). Evaluación de la calidad del agua para consumo humano según ICA de Montoya en el poblado de Yamanigüey. *Minería y Geología*, *38*(2), 1–9. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?>
- Cuenca, M., & Mayancela, M. (2023). Determinación de microplásticos y metales pesados presentes en la microcuenca del río Gualaceño del cantón Limón, provincia de Morona Santiago. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Politécnica Salesiana. <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/25497>
- Cumbal, F., & Ordoñez, B. (2023). Determinación de la calidad de agua mediante parámetros físicos, químicos y microbiológicos en la microcuenca Sicalpa, Cantón Colta. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Nacional de Chimborazo.
- Custodio, M., & Chanamé, F. (2016). Analysis of benthic macroinvertebrates biodiversity of Cunas river by means of environmental indicators, Junin-Peru. *Scientia Agropecuaria*, *7*(1), 33–44. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2016.01.04>
- Déley, R., & Santillán, P. (2016). Macroinvertebrados bentónicos de las microcuencas Jubal,

Ozogoche y Zula Parque Nacional Sangay - Ecuador. In *Unidad de Publicaciones y de la Propiedad Intelectual (UPPI)-UNACH* (Vol. 1). [http://scioteca.caf.com/bitstream/handle/123456789/1091/RED2017-Eng-8ene.pdf?sequence=12&isAllowed=y%0Ahttp://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2008.06.005%0Ahttps://www.researchgate.net/publication/305320484\\_SISTEM\\_PEMBETUNGAN\\_TERPUSAT\\_STRATEGI\\_MELESTARI](http://scioteca.caf.com/bitstream/handle/123456789/1091/RED2017-Eng-8ene.pdf?sequence=12&isAllowed=y%0Ahttp://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2008.06.005%0Ahttps://www.researchgate.net/publication/305320484_SISTEM_PEMBETUNGAN_TERPUSAT_STRATEGI_MELESTARI)

Duque, P., Patiño, D., & López, X. (2019). Evaluación del Sistema de Modelamiento Hidrológico HEC-HMS para la Simulación Hidrológica de una Microcuenca Andina Tropical. *Información Tecnológica*, 30(6), 351–362. <https://doi.org/10.4067/s0718-07642019000600351>

Encalada, A., Rieradavall, M., Ríos, B., Carcía, N., & Prat, N. (2004). *Protocolo simplificado y guía de evaluación de calidad ecológica de ríos andinos*. (Issue 1).

Endara, A. (2012). Identificación de macro invertebrados bentónicos en los ríos: Pindo Mirador, Alpayacu y Pindo Grande; determinación de su calidad de agua. *Enfoque UTE*, 3(2), 33–41. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v3n2.3>

Escobar Gutiérrez, A. F., & Montoya Moreno, Y. (2019). Los Macroinvertebrados Acuáticos y la Calidad Biológica del Agua en una Quebrada Andina, Antioquía-Colombia. *Revista Politécnica*, 15(29), 65–81.

Escobar, S., Albuja, A., & Andueza, F. (2021). Calidad fisicoquímica del agua de la laguna Colta. Chimborazo. Ecuador. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo*, 11(1), 80–90. <https://doi.org/10.29166/revfig.v11i1.3135>

García, J., Osorio, M., Saquicela, R., & Cadme, M. (2021). Determinación del índice de calidad del agua en ríos de Santo Domingo de los Tsáchilas, Ecuador. *Ingeniería Del Agua*, 25(2), 115–126. <https://doi.org/10.4995/ia.2021.13921>

García, S. (2025). Economía circular aplicada al agua: Perspectivas para el reciclaje y reutilización. *Sciencevolution*, 1(13), 29–38.

Gómez, J., & Calles, M. (2017). Evaluación de la calidad de agua en ríos de la región Andina: Aplicación del índice BMWP. *Ciencia y Agua*, 12(1), 27–34.

Guadarrama Tejas, R., Kido Miranda, J., Roldan Antunez, G., & Salas Salgado, M. (2016). Contaminación de agua. *ECORFAN® Revista de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales*, 2(5), 1–10.

- INEN. (2013). Agua. Calidad Del Agua. Muestreo. Manejo Y Conservación De Muestras. *Norma Técnica Ecuatoriana*, 26.
- Jaimes, G., & Quintana, Y. (2020). Determinación de los Índices de Calidad del Agua (ICA), Índices de Contaminación del Agua (ICOs), Metales Pesados 50 metros aguas arriba (coordenadas 7°22'53.75" N-72°53'54.16" O) y 50 metros aguas abajo (coordenadas 7°22'50.60" N- 72°53'54.79" O) de un p. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Nacional Abierta y a Distancia - UNAD.
- Jerves, R., Lock, K., Van Butsel, J., Pauta, G., Cisneros, F., Nopens, I., & Goethals, P. (2018). Biological impact assessment of sewage outfalls in the urbanized area of the Cuenca River basin (Ecuador) in two different seasons. *Limnologica*, 71(December 2017), 8–28. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.05.003>
- Jiménez, V. (2018). Evaluación de la calidad de agua mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores en la microcuenca del río Patulú. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Nacional de Chimborazo.
- Liñero, L., Balarezzo, V., Eraso, H., Pacheco, F., Ramos, C., Muzo, R., & Calva, C. (2015). Calidad del agua de un río andino ecuatoriano a través del uso de macroinvertebrados. *Cuadernos de Investigación UNED*, 8(1), 69–75.
- López, S., Huertas, D., Jaramillo, Á., Calderón, D., & Díaz, J. (2019). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Teusacá (Cundinamarca, Colombia). *Ingeniería y Desarrollo*, 37(2), 1–20. <https://doi.org/10.14482/inde.37.2.6281>
- Machado, V., Granda, R., & 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. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v9n4.369>
- Márquez, C., García, V., & Ríos, A. (2023). Water Quality Indicator for Adaptability to Global Climate Change in Andean Highland Ecosystems. *Water (Switzerland)*, 15(5), 1–23. <https://doi.org/10.3390/w15050857>
- Meneses, Y., Castro, M., & Jaramillo, A. (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.

- Meza, A., & Rubio, J. (2012). Water quality and composition of aquatic macroinvertebrates in the subwatershed of river Chinchiná. *Caldasia*, 34(2), 443–456. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Water+quality+and+composition+of+aquatic+macroinvertebrates+in+the+subwatershed+of+river+Chinchin#0>
- Ministerio del Ambiente. (2020). *Inventario hídrico de la provincia de Chimborazo*.
- Nowak, M. M., Dziób, K., Ludwisiak, Ł., & Chmiel, J. (2020). Mobile GIS applications for environmental field surveys: A state of the art. *Global Ecology and Conservation*, 23, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01089>
- NTE INEN 2176. (2013). Agua. Calidad del agua. Muestreo. Técnicas de muestreo. *Norma Técnica Ecuatoriana, NTE INEN 2*, 1–15. [https://gestionambiental.pastaza.gob.ec/biblioteca/legislacion-ambiental/patrimonio\\_natural/nte\\_inen\\_2176\\_1\\_agua\\_calidad\\_agua\\_muestreo\\_tecnicas\\_muestreo.pdf](https://gestionambiental.pastaza.gob.ec/biblioteca/legislacion-ambiental/patrimonio_natural/nte_inen_2176_1_agua_calidad_agua_muestreo_tecnicas_muestreo.pdf)
- ONU. (2014). Informe sobre el primer período de sesiones de la Asamblea de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente del Programa de las Naciones Unidas para el Medioambiente. *Programa de La Naciones Unidas Para El Medio Ambiente*, 1–69.
- Padrón, C. (2025). Áreas prioritarias de conservación y servicios ecosistémicos hídricos en la microcuenca del río Dudas , provincia del Cañar , Ecuador. In *[Tesis Posgrado]*, Universidad Andina Simón Bolívar.
- Pérez, P. N., & Quishpi, A. R. (2016). *Análisis de la calidad de agua de los Ríos, Nagsiche y Pumacunchi, pertenecientes a la subcuenca del Río Patate de la provincia de Cotopaxi* [Universidad Nacional de Chimborazo]. <http://dspace.unach.edu.ec/handle/51000/2853>
- Pincay, M., Álvarez, M., Vera, D., & Sornoza, D. (2025). Pantanos secos artificiales para tratamiento de aguas residuales : Una revisión sistemática de literatura. *Recimund*, 9(1), 485–496. [https://doi.org/10.26820/recimundo/9.\(1\).enero.2025.485-496](https://doi.org/10.26820/recimundo/9.(1).enero.2025.485-496)
- Quiroz Fernández, L. S., Izquierdo Kulich, E., & Menéndez Gutiérrez, C. (2017). Aplicación del índice de calidad de agua en el río Portoviejo, Ecuador. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 38(3), 41–51.
- Quishpi, Á., Pérez, P., Rodríguez, M., & Santillán, G. (2018). Macroinvertebrados

Bentónicos como Bioindicadores de la Calidad del Agua de un Sistema Fluvial Alto Andino Ecuatoriano. *Hallazgos* 21, 3, 1–13. file:///C:/Users/Personal/Downloads/234-Texto del artículo-459-1-10-20180611.pdf

Riofrío, M., Cabrera, R., Tapia, J., Piovanelli, R., & Pardo, P. (2025). Importancia de la educación ambiental para entender la contaminación de agua por metales pesados en las microcuencas de la provincia de Cotopaxi. *Revista Científica Multidisciplinaria InvestiGo*, 6(14), 312–323.

Robalino, M. (2017). Desarrollo de un indicador de calidad de agua que integre ABI-U e ICA. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Nacional de Chimborazo. <http://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/7646/1/06678.pdf>

Robledo, J. (2022). Evaluación del Índice de Calidad de Agua ICA-NSF en las microcuencas del Parque Nacional Río Dulce como herramienta en la gestión integral del manejo sustentable, Livingston, Izabal, Guatemala, Centroamérica. *Revista Tecnología En Marcha*, 36, 106–116. <https://doi.org/10.18845/tm.v36i1.6241>

Roldán-Pérez, G. (2016). Macroinvertebrates as bioindicators of water quality: Four decades of development in Colombia and Latin America. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254–274. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>

Roldán, G. (2003). *Boindicación de la calidad del agua en Colombia*.

Salau, M., & Soliz, B. (2023). Evaluación de la calidad de agua en la microcuenca del río Sicalpa cantón Colta, mediante macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Nacional de Chimborazo. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK558907/>

Santillán, P. (2024). Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua en la microcuenca Columbe, cantón Colta. In *[Tesis Pregrado]*, Universidad Nacional de Chimborazo.

Segnini, S. (2003). El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16(2), 45–63. <https://doi.org/0370-3908>

Sierra, C. (2011). *Calidad de agua: Evaluación y diagnóstico* (L. Leonardo (ed.); Primera). Ediciones de la U.

[https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=2fAYEAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA5&dq=muestreo+de+calidad+de+agua&ots=ceZPNqYG9o&sig=JxLXUW5RXsvwtWRuraDtfWsvt4Y#v=onepage&q=muestreo de calidad de agua&f=false](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=2fAYEAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA5&dq=muestreo+de+calidad+de+agua&ots=ceZPNqYG9o&sig=JxLXUW5RXsvwtWRuraDtfWsvt4Y#v=onepage&q=muestreo+de+calidad+de+agua&f=false)

- Sofia, L. I., Sergio, G., & Marlon, P. (2020). *Aplicación de índices bióticos para la evaluación de la calidad del agua de un río Andino Amazónico*. May.
- Solange Aynara Sánchez Aroca, & Guangasig Toapanta, V. H. (2023). Calidad Microbiológica del Agua de Consumo Humano: La realidad en el Ecuador. *LATAM Revista Latinoamericana de Ciencias Sociales y Humanidades*, 4(2), 1388–1402. <https://doi.org/10.56712/latam.v4i2.690>
- Tello, L. G., & Sánchez, A. A. (2019). contaminación ambiental en los acuíferos de Ecuador. Necesidad de su reversión desde las políticas públicas con enfoque bioético. In *Rev. iberoam. bioecon. cambio clim.* (Vol. 5, Issue 9). <https://doi.org/10.5377/ribcc.v5i9.7946>
- Toapanta, J. (2022). Evaluación de la calidad de agua en un tramo de la microcuenca del río Chibunga, utilizando macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores e índice ICA-NSF. In *[Tesis Pregrado], Universidad Nacional de Chimborazo*.
- Torres, K., Herrera, J., Navarro, B., Martínez, N., Royero, A., & Cahuana, A. (2022). Determinación de los índices BMWP/COL, (QBR), (IHF) E ICO en Valledupar, Colombia. *Revista Politécnica*, 18(35), 110–127. <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v18n35a8>
- Yepez, Á., Yépez Yanez, Á., Zambrano, P., Morales, D., Guerrero, M., & Tayhing, C. (2017). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad hídrica en áreas de descargas residuales al río Quevedo, Ecuador Aquatic macroinvertebrates as indicators of water quality in areas of residual discharge to the Quevedo river, Ecuador. *Ciencias Tecn UTEQ*, 10(1), 27–34.