



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES
RENOVABLES

TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

TEMA:

**“ANÁLISIS ESPACIO TEMPORAL DE LOS RASGOS FUNCIONALES DE
MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS Y SU RELACIÓN CON LA
CALIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO TAHUANDO”**

Trabajo de titulación previo a la obtención del título de Ingeniera en Recursos
Naturales Renovables

Línea de investigación: Biotecnología, energía y recursos naturales renovables

AUTORA:

CHURUCHUMBI ANDRANGO MARISOL IBETH

DIRECTOR:

ING. JAIRO SANTIAGO CABRERA GARCIA MSc.

Ibarra-Ecuador 2025

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES
RENOVABLES

**"ANÁLISIS ESPACIO TEMPORAL DE LOS RASGOS FUNCIONALES DE
MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS Y SU RELACIÓN CON LA
CALIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO TAHUANDO"**

Trabajo de titulación revisada por el Comité Asesor, previa a la obtención del
Título de:

INGENIERA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

APROBADA:

Ing. Jairo Santiago Cabrera Garcia MSc.
DIRECTOR



FIRMA

Ing. Delia Elizabeth Velarde Cruz MSc.
ASESORA



FIRMA

IBARRA-ECUADOR

AGOSTO, 2025

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
BIBLIOTECA UNIVERSITARIA

AUTORIZACIÓN DE USO Y PUBLICACIÓN
A FAVOR DE LA UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

1. IDENTIFICACIÓN DE LA OBRA

En cumplimiento del Art. 144 de la Ley de Educación Superior, hacemos la entrega del presente trabajo a la Universidad Técnica del Norte para que sea publicado en el Repositorio Digital Institucional, para lo cual ponemos a disposición la siguiente información:

DATOS DE CONTACTO		
CÉDULA DE IDENTIDAD	1728079896	
APELLIDOS Y NOMBRES	Churuchumbi Andrango Marisol Ibeth	
DIRECCIÓN:	Cayambe-Pichincha	
EMAIL:	marisolandrango9898@gmail.com	
TELÉFONO FIJO:	TELÉFONO MÓVIL:	0984462626

DATOS DE LA OBRA	
TÍTULO:	Análisis espacio temporal de los rasgos funcionales de macroinvertebrados acuáticos y su relación con la calidad ecológica del río Tahuando
AUTORA:	Churuchumbi Andrango Marisol Ibeth
FECHA:	4 de Agosto de 2025
PROGRAMA:	PREGRADO
TÍTULO POR EL QUE OPTA:	Ingeniera en Recursos Naturales Renovables
DIRECTOR:	Ing. Jairo Santiago Cabrera Garcia MSc.

2. CONSTANCIAS

La autora manifiesta que la obra objeto de la presente autorización es original y se la desarrolló sin violar derechos de autor de terceros, por lo tanto, la obra es original y son titulares de los derechos patrimoniales, por lo que asumimos la responsabilidad sobre el contenido de esta y saldremos en defensa de la Universidad en caso de reclamación por parte de terceros.

Ibarra, a los 4 días del mes de Agosto de 2025

LA AUTORA:


.....

Churuchumbi Andrango Marisol Ibeth

CI: 1728079896

REGISTRO BIBLIOGRÁFICO

Gula: FICAYA-UTN

Fecha: 4 de Agosto de 2025

MARISOL IBETH CHURUCHUMBI ANDRANGO

ANÁLISIS ESPACIO TEMPORAL DE LOS RASGOS FUNCIONALES DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS Y SU RELACIÓN CON LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO TAHUANDO

TRABAJO DE GRADO

Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, Universidad Técnica del Norte.
Carrera de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, Ibarra, 4 de Agosto
2025.

DIRECTOR: Ing. Jairo Santiago Cabrera Garcia MSc.

El objetivo de esta investigación fue evaluar la calidad ecológica del río Tahuando a lo largo de seis puntos de muestreo mediante el análisis espacio-temporal de rasgos funcionales de macroinvertebrados acuáticos y la aplicación de índices bióticos, hidromorfológicos y físico-químicos. A partir de esta evaluación integral, se buscó identificar las principales presiones ambientales que afectan la integridad del ecosistema fluvial. Los resultados permitieron evidenciar variaciones en la estructura comunitaria y en la calidad del hábitat, destacando la utilidad de los rasgos funcionales como herramientas sensibles para el monitoreo ecológico y la gestión sostenible de los ecosistemas acuáticos andinos.

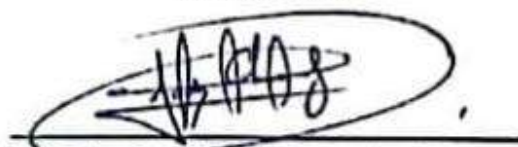
Ibarra, 4 de Agosto de 2025

AUTORA



Churuchumbi Andrango Marisol Ibeth
C.I. 1728079896

DIRECTOR



Ing. Jairo Santiago Cabrera Garcia MSc..
C.I. 1003315312

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por la señorita MARISOL IBETH CHURUCHUMBI ANDRANGO, con cédula de identidad Nro. 172807896, bajo mi supervisión en calidad de director

A handwritten signature in blue ink, enclosed within an oval shape. The signature appears to be 'JSC' or similar initials.

Ing. Jairo Santiago Cabrera Garcia MSc.

DIRECTOR

Ibarra a los 4 días del mes de Agosto de 2025

AGRADECIMIENTO

Agradezco con todo mi corazón a mi familia, por ser mi base, mi fuerza y mi refugio en cada etapa de mi vida. Gracias por su amor incondicional, sus palabras de aliento y por enseñarme a perseverar incluso en los momentos más difíciles. Sin su apoyo constante, este logro no habría sido posible.

A mis amigos, por estar siempre presentes, compartir risas, desvelos y palabras de ánimo en los días de presión. Gracias por motivarme a seguir adelante, por acompañarme en este camino y por celebrar cada pequeño avance como una gran victoria.

Agradezco profundamente a la Carrera de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables por brindarme las herramientas necesarias para crecer como profesional y persona comprometida con la conservación del ambiente. Al Laboratorio de Investigaciones Ambientales (LABINAM), por haberme abierto las puertas, confiar en mí y ofrecer un espacio de aprendizaje constante. Extiendo mi gratitud al MSc. Santiago Cabrera, por su guía, apoyo académico y motivación a lo largo de este proceso. A la MSc. Elizabeth Velarde y a la Ingeniera Karen Portilla, por sus consejos técnicos, su compromiso con la ciencia y el valioso acompañamiento durante el desarrollo de esta investigación. De manera muy especial, agradezco a la MSc. Ena Burbano, por su amabilidad, disposición y paciencia en cada trámite y gestión necesaria.

Esta investigación es el fruto del apoyo de cada uno de ellos, quienes, con su experiencia, guía o gesto amable, dejaron una huella en este camino. Gracias por acompañarme en la construcción de este trabajo.

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado, en primer lugar, a mi familia. A mis padres, Rosa Andrango y José Churuchumbi, por sus esfuerzos inquebrantables y sacrificios constantes que han forjado mi camino personal y profesional. A mis hermanos, Sofía y Anderson, por escucharme, ser parte de mi fuerza y mi motor cuando sentía desfallecer. Gracias por recordarme, sin palabras, que en nuestra familia se aprende a no soltar la toalla, sin importar cuán difícil sea el camino.

A quien caminó junto a mí durante gran parte de esta etapa universitaria, Israel, por estar incluso en las madrugadas más pesadas, por las risas compartidas y los chismes que nos sacaban de la rutina, y a sus padres, por abrirme las puertas de su casa y regalarme, sin saberlo, un refugio familiar en medio de la distancia. A Pupas y Violeta, por ser compañía fiel en mis momentos de ansiedad, por ser mi sostén emocional, por darme esa paz silenciosa en las noches de desvelo, y por recordarme que siempre hay amor esperando en casa.

A mis amigas y amigos que la vida me dejó a lo largo de esta carrera, en especial a Mel, Anahí y Taty, con quienes compartimos tardes inolvidables después de clases: ver películas, descansar entre risas y chistes que solo nosotras entendíamos. Formamos un equipo que supo complementarse con las fortalezas de cada una, y gracias a eso, logramos avanzar juntas. A Diego, por estar en mis días grises, por escuchar y sostener sin esperar nada a cambio. Y a Elsa, por llegar justo a tiempo, entenderme sin juzgar y acompañarme cuando más lo necesitaba. A cada uno de ustedes, gracias por ser parte esencial de este logro.

ÍNDICE DE CONTENIDO

Contenido	Páginas
CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN	1
1.1 Revisión de antecedentes	1
1.2 Problema de investigación y justificación.....	3
1.3 Objetivos	5
1.3.1 <i>Objetivo general</i>	5
1.3.2 <i>Objetivos específicos</i>	5
1.4 Pregunta(s) directriz(ces) de la investigación	6
1.5 Hipótesis.....	6
1. CAPÍTULO II REVISIÓN DE LITERATURA.....	1
2.1 Análisis espacio-temporal	1
2.2 Índices biológicos.....	1
2.2.1 <i>Índice Biótico Andino-Amazonico (AAMBI)</i>	1
2.2.2 <i>Índice Biótico Andino (ABI)</i>	2
2.2.3 <i>Índice BMWP-Col.</i>	4
2.2.4 <i>Índice de Shannon-Wiener</i>	4
2.2.5 <i>Impacto de las perturbaciones antropogénicas en la diversidad y abundancia de macroinvertebrados</i>	5
2.2.6 <i>Parámetros físico-químicos en sistemas fluviales</i>	6
2.3 Macroinvertebrados.....	6
2.3.1 <i>Macroinvertebrados como bioindicadores</i>	7
2.4 Rasgos funcionales de macroinvertebrados	7
2.4.1 <i>Tamaño corporal máximo</i>	8
2.4.2 <i>Forma</i>	9
2.4.3 <i>Capacidad para nadar</i>	9

2.4.4	<i>Relación con el sustrato</i>	10
2.4.5	<i>Dieta</i>	10
2.4.6	<i>Gremios alimenticios.....</i>	11
2.5	Marco legal.....	1
CAPÍTULO III METODOLOGÍA		3
3.1	Descripción del área de estudio.....	3
3.1.1	<i>Identificación de puntos de muestreo</i>	4
3.2	Recopilación de datos	5
3.2.1	<i>Datos climáticos y meteorológicos.....</i>	5
3.2.2	<i>Datos hidromorfológicos.....</i>	7
3.2.3	<i>Parámetros físicoquímicos del agua</i>	7
3.2.4	<i>Recolección, preservación e identificación de macroinvertebrados....</i>	9
3.3	Análisis de Laboratorio	9
3.3.1	<i>Clasificación taxonómica</i>	9
3.3.2	<i>Análisis de Sólidos Totales (Disueltos, Suspendidos y Sedimentados)10</i>	
3.4	Evaluación de la Calidad Ecológica.....	11
3.4.1	<i>Índice Biótico Andino-Amazónico (AAMBI)</i>	11
3.4.2	<i>Índice Biótico Andino (ABI)</i>	12
3.4.3	<i>Índice BMWP-Col.....</i>	12
3.4.4	<i>Asignación de rasgos funcionales y evaluación de la calidad ecológica</i> 13	
3.5	Elaboración de la Guía Taxonómica de Macroinvertebrados como Herramienta de Ciencia Ciudadana	14
3.6	Materiales y equipos	15
CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN		16
4.1	Evaluación de los parámetros físico-químicos del río Tahuando	16
4.1.1	<i>Condiciones climáticas y meteorológicas del área de estudio.....</i>	16

4.2	Características hidromorfológicas del cauce.....	17
4.2.1	<i>Ancho, profundidad y velocidad (Punto 1)</i>	17
4.2.2	<i>Ancho, profundidad y velocidad (Punto 2)</i>	19
4.2.3	<i>Ancho, profundidad y velocidad del flujo (Punto 3)</i>	21
4.2.4	<i>Ancho, profundidad y velocidad del flujo (Punto 4)</i>	23
4.2.5	<i>Ancho, profundidad y velocidad del flujo (Punto 5)</i>	24
4.2.6	<i>Ancho, profundidad y velocidad del flujo (Punto 6)</i>	26
4.3	Tipología del sustrato y estructura del canal fluvial	29
4.3.1	<i>Punto 1</i>	29
4.3.2	<i>Punto 2</i>	29
4.3.3	<i>Punto 3</i>	30
4.3.4	<i>Punto 4</i>	31
4.3.5	<i>Punto 5</i>	32
4.3.6	<i>Punto 6</i>	32
4.4	Parámetros fisicoquímicos in situ	34
4.4.1	<i>Temperatura</i>	34
4.4.2	<i>pH</i>	35
4.4.3	<i>Oxígeno Disuelto</i>	37
4.4.4	<i>Conductividad específica</i>	39
4.4.5	<i>Sólidos Totales y Suspendidos</i>	41
4.4.6	<i>Análisis de Contaminación Orgánica: DBO5 y Coliformes Totales.</i> ..	43
4.5	Evaluación de la calidad ecológica del agua.....	44
4.5.1	<i>Riqueza y abundancia de los macroinvertebrados acuáticos</i>	44
4.6	Análisis de índices biológicos.....	47
4.6.1	<i>Índice BMWP-Col</i>	47
4.6.2	<i>Diversidad de Shannon</i>	48

4.6.3	<i>Índice AAMBI e Índice de Integridad Ecológica (IIE)</i>	49
4.6.4	<i>Índice ABI e Índice da calidad de aguas</i>	51
4.7	Rasgos funcionales de los macroinvertebrados.....	55
4.7.1	<i>Gremio trófico</i>	56
4.7.2	<i>Hábitos alimenticios</i>	57
4.7.3	<i>Respiración</i>	58
4.7.4	<i>Tamaño corporal máximo (mm)</i>	60
4.7.5	<i>Flexibilidad corporal (grados)</i>	61
4.7.6	<i>Forma del cuerpo</i>	62
4.7.7	<i>Movilidad y fijación al sustrato</i>	64
4.7.8	<i>Gremio trófico</i>	66
4.7.9	<i>Hábitos alimenticios</i>	66
4.7.10	<i>Respiración</i>	67
4.7.11	<i>Tamaño corporal máximo (mm)</i>	68
4.7.12	<i>Flexibilidad corporal (grados)</i>	69
4.7.13	<i>Forma del cuerpo</i>	70
4.7.14	<i>Movilidad y fijación al sustrato</i>	71
4.8	Elaboración de la guía de macroinvertebrados como herramienta de ciencia ciudadana.....	72
CAPÍTULO V CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		74
5.1	Conclusiones	74
5.1	Recomendaciones.....	75

INDICE DE TABLAS

Tabla 1 Valoración de la calidad ecológica mediante el Índice Biótico	2
Tabla 2 Puntaje de calidad de agua a partir del índice ABI	2
Tabla 3 Evaluación y clasificación de la calidad de agua mediante el índice BMWP-Col	4
Tabla 4 Valores del índice de diversidad de Shannon	5
Tabla 5 Coordenadas de los puntos de muestreo	5
Tabla 6 Lista de equipos y materiales	15
Tabla 7 Valores de la velocidad del punto 1	19
Tabla 8 Valores de la velocidad del punto 2	21
Tabla 9 Valores de la velocidad del punto 3	22
Tabla 10 Valores de la velocidad del punto 4	24
Tabla 11 Valores de la velocidad del punto 5	26
Tabla 12 Valores de la velocidad del punto 6	27
Tabla 13 Valores de la temperatura (°C) en cada punto de muestreo	34
Tabla 14 pH del agua por hábitat en cada punto de muestreo.....	36
Tabla 15 Oxígeno Disuelto (mg/l) del agua por hábitat en cada punto de muestreo	37
Tabla 16 Conductividad específica del agua por hábitat en cada punto de muestreo	39
Tabla 17 Concentraciones de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5) y Coliformes Totales por Punto de Muestreo	43
Tabla 19 Taxones y abundancia de macroinvertebrados recolectados	45
Tabla 20 Calidad del agua mediante el uso del índice biológico AAMBI.....	50
Tabla 21 Gremio trófico vs AAMBI (PERMANOVA)	66
Tabla 22 Hábitos alimenticios vs AAMBI (PERMANOVA).....	67
Tabla 23 Respiración vs AAMBI (PERMANOVA).....	68
Tabla 24 Tamaño corporal máximo (mm) vs AAMBI (PERMANOVA)	69
Tabla 25 Flexibilidad corporal (grados) vs AAMBI (PERMANOVA).....	70
Tabla 26 Forma del cuerpo vs AAMBI (PERMANOVA).....	71
Tabla 27 Movilidad y fijación al sustrato vs AAMBI (PERMANOVA).....	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Evaluación Hidromorfológica y Biológica.....	3
Figura 2 Rasgos funcionales de los macroinvertebrados según su uso.....	8
Figura 3 Mapa de ubicación del río Tahuando	3
Figura 4 Puntos de muestreo en el río Tahuando.....	5
Figura 5 Diagrama Ombrotérmico Estación Meteorológica Ibarra-INAMHI 2017	6
Figura 6 Diagrama Ombrotérmico Estación Meteorológica Olmedo-Pichincha 2020.....	7
Figura 7 Fotografías de los puntos de muestreo	8
Figura 8 Preparación de porcelanas	11
Figura 9 Climograma comparativo entre Ibarra (2017) y Olmedo (2020)	17
Figura 10 Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 1.....	18
Figura 11 Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 2.....	19
Figura 12 Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 3.....	21
Figura 13 Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 4.....	23
Figura 14 Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 5.....	25
Figura 15 Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 6.....	26
Figura 16 Temperatura del agua por hábitat en cada punto de muestreo.....	35
Figura 17 pH del agua por hábitat en cada punto de muestreo	36
Figura 18 Oxígeno Disuelto del agua por hábitat en cada punto de muestreo.....	38
Figura 19 Conductividad específica del agua por hábitat en cada punto de muestreo	40
Figura 20 Mapa del nivel de concentración de Sólidos Totales	41
Figura 21 Mapa del nivel de concentración de Sólidos Suspendidos	42
Figura 22 Diversidad biológica de cada punto de muestreo	46
Figura 23 Curva de diversidad de Shannon	49
Figura 24 Análisis de la calidad ecológica mediante el uso del índice biológico (ABI) e hidromorfológicos.....	52
Figura 25 Análisis de CCA de rasgos funcionales.....	64

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1 Puntaje de familias de macroinvertebrados acuáticos de acuerdo con el índice ABI	80
Anexo 2 Puntaje de familias de macroinvertebrados acuáticos de acuerdo con el índice BMWP/Col.....	81
Anexo 3 Puntaje de familias de macroinvertebrados acuáticos de acuerdo con el índice AAMBI.....	82
Anexo 4 Filtros con muestras de agua de cada punto	83
Anexo 5 Asignación de rasgos funcionales-Gremio trófico	85
Anexo 6 Asignación de rasgos funcionales-Hábitos alimenticios	86
Anexo 7 Asignación de rasgos funcionales-Respiración.....	88
Anexo 8 Asignación de rasgos funcionales-Tamaño máximo del cuerpo (mm) ..	90
Anexo 9 Asignación de rasgos funcionales-Flexibilidad corporal (grados).....	91
Anexo 10 Asignación de rasgos funcionales-Forma del cuerpo.....	93
Anexo 11 Asignación de rasgos funcionales-Movilidad y fijación al sustrato.....	95

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

**FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES**

**CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES
RENOVABLES**

**"ANÁLISIS ESPACIO TEMPORAL DE LOS RASGOS FUNCIONALES
DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS Y SU RELACIÓN CON LA
CALIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO TAHUANDO"**

Churuchumbi Andrango Marisol Ibeth

RESUMEN

Los ecosistemas altoandinos desempeñan un rol fundamental en la provisión de servicios ecosistémicos y en la conservación de la biodiversidad. No obstante, las presiones antrópicas han deteriorado significativamente su integridad ecológica. En este contexto, el presente estudio evaluó la calidad ecológica del río Tahuando mediante la aplicación del protocolo CERAs, que integra variables fisicoquímicas (temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad), características hidromorfológicas (índices IHF, QBR, IPA) e indicadores biológicos basados en macroinvertebrados acuáticos. La investigación comprendió seis puntos de muestreo distribuidos a lo largo del río, donde se determinaron tanto la riqueza taxonómica como los rasgos funcionales de los macroinvertebrados. Se calcularon los índices BMWP-Col, AAMBI, ABI e IIE, observándose un gradiente de alteración ecológica desde cabecera hacia zonas medias y bajas del sistema. La mayor diversidad funcional se registró en el punto 1, mientras que los puntos 4 y 6 mostraron condiciones degradadas. Los recolectores-filtradores y los depredadores dominaron los sitios menos impactados, mientras que los recolectores-coleccionistas y organismos tolerantes fueron frecuentes en áreas perturbadas. Además, se observó una fuerte correlación entre el índice AAMBI y BMWP-Col, lo que refuerza su utilidad para evaluar la calidad biológica. El análisis de correspondencia canónica (CCA) evidenció la influencia del oxígeno disuelto, la conductividad y el caudal sobre la distribución de los rasgos funcionales. Estos resultados permiten establecer una línea base para la bioevaluación del río Tahuando, aportando criterios técnicos valiosos para el monitoreo y la gestión sostenible de sistemas fluviales andinos.

Palabras clave: Monitoreo biológico, bioindicadores, sistema fluvial, comunidades acuáticas, ecosistemas andinos, impacto antrópico.

ABSTRACT

High Andean ecosystems play a crucial role in providing ecosystem services and conserving biodiversity. However, anthropogenic pressures have significantly deteriorated their ecological integrity. In this context, the present study assessed the ecological quality of the Tahuando River by applying the CERAs protocol, which integrates physicochemical variables (temperature, pH, dissolved oxygen, and conductivity), hydromorphological features (IHF, QBR, IPA indices), and biological indicators based on aquatic macroinvertebrates. The study included six sampling points along the river, where both taxonomic richness and functional traits of macroinvertebrates were determined. The BMWP-Col, AAMBI, ABI, and IIE indices were calculated, revealing a gradient of ecological degradation from the headwaters to the middle and lower reaches of the system. The highest functional diversity was recorded at point 1, while points 4 and 6 showed degraded conditions. Filter-feeding collectors and predators dominated the least impacted sites, whereas gathering collectors and tolerant organisms were more frequent in disturbed areas. A strong correlation was observed between the AAMBI and BMWP-Col indices, highlighting their usefulness in assessing biological quality. Canonical correspondence analysis (CCA) showed that dissolved oxygen, conductivity, and flow influenced the distribution of functional traits. These results provide a baseline for the bioassessment of the Tahuando River and offer valuable technical criteria for the monitoring and sustainable management of Andean fluvial systems.

Keywords: Biological monitoring, bioindicators, fluvial system, aquatic communities, Andean ecosystems, anthropogenic impact.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1 Revisión de antecedentes

Los macroinvertebrados acuáticos, introducidos como bioindicadores de la calidad del agua a principios de los 80, son fundamentales para evaluar la salud de los ecosistemas acuáticos (Encalada, et al., 2011). Estos organismos, como esponjas, moluscos y crustáceos, juegan un papel crucial en la transferencia de energía dentro de las redes tróficas fluviales. Su presencia y abundancia permiten identificar condiciones del ecosistema, como niveles de contaminación, debido a sus diversos niveles de tolerancia a perturbaciones ambientales (Ladrera et al., 2013). En el río Tahuando, un territorio significativo por sus servicios ambientales, la calidad del agua se ve comprometida por actividades agrícolas, ganaderas y turísticas, resaltando la necesidad de una planificación adecuada para mitigar el deterioro ambiental (Terán, 2021).

El río Tahuando es objeto de diversas investigaciones científicas enfocadas en evaluar su calidad ambiental mediante el estudio de macroinvertebrados acuáticos. Estos estudios contribuyen al entendimiento de su dinámica ecológica, analizando la diversidad biológica y la funcionalidad de estos organismos. Por ejemplo, la investigación "Evaluación de la calidad ecológica del río Tahuando mediante la funcionalidad biológica de macroinvertebrados acuáticos", se utiliza cartografía y se realizan muestreos de macroinvertebrados acuáticos en distintos hábitats del río, identificando los organismos hasta el nivel de familia. Para evaluar la calidad del agua, se calculan los índices BMWP-Col (Biological Monitoring Working Party/Colombia), AAMBI (Andean-Amazon Biotic Index) y ABI (Andean Biotic Index), asignando rasgos funcionales a los macroinvertebrados para determinar la funcionalidad biológica del ecosistemas (Rojas & Romero, 2024).

En cuanto a los grupos alimenticios, los predadores y raspadores sobresalen en las evaluaciones, ya que su presencia está directamente vinculada con el tipo de hábitat y la disponibilidad de recursos (Rojas & Romero, 2024). Sin embargo, el

aumento de detritívoros y filtradores, especies típicas de ambientes más contaminados, confirma la degradación de la calidad ecológica del río en los puntos más afectados. Esto indica una alteración en los rasgos funcionales de la comunidad, lo cual afecta el equilibrio y las funciones del ecosistema acuático (Trujillo et al., 2022).

Por otro lado, en el trabajo *“Análisis de la contaminación por plásticos y su relación con los macroinvertebrados en la cuenca del río Tahuando”* se centra en la identificación de macroplásticos y microplásticos y su impacto en la fauna acuática. Se seleccionan puntos de muestreo a lo largo del río y se utilizan transectos para recolectar macroplásticos y tamices para microplásticos. Las muestras son analizadas en el laboratorio, y los datos se evalúan mediante gráficos, estadísticas descriptivas y análisis de componentes principales. Los resultados muestran una correlación entre la presencia de plásticos y la disminución de la diversidad y abundancia de macroinvertebrados, afectando negativamente la calidad ecológica del río. Las métricas de funcionalidad biológica, como los índices BMWP/Col y de Shannon, indican que la contaminación por plásticos está directamente relacionada con una menor calidad del agua y biodiversidad. Este estudio subraya la importancia de abordar la contaminación por plásticos para preservar la integridad ecológica del río Tahuando (Villegas, 2024).

Los estudios previos avanzan significativamente en la comprensión de la relación entre los rasgos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos y la calidad ecológica del río Tahuando. Se establece que los índices biológicos como el BMWP-Col y AAMBI son herramientas eficaces para evaluar la salud del ecosistema acuático, destacando la importancia de la diversidad y funcionalidad de estos organismos como indicadores (Rojas & Romero, 2024). Sin embargo, se identifican varias limitaciones, incluyendo posibles sesgos en la metodología utilizada, como la falta de uniformidad en los métodos de muestreo y análisis. Además, existen áreas de investigación insuficientemente exploradas, como el impacto específico de ciertas actividades antrópicas en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados. Se requiere investigación para abordar estos

vacíos y fortalecer la base científica para la gestión sostenible del río Tahuando (Villegas, 2024).

En esta investigación, se subraya la importancia de realizar un análisis espacio-temporal para capturar los cambios dinámicos en los rasgos funcionales de los macroinvertebrados y su impacto en la calidad ecológica del ecosistema. Investigar estos rasgos funcionales permite comprender cómo responden estos organismos a las perturbaciones, proporcionando herramientas vitales para el biomonitoreo y la gestión sostenible (Motta & Aranguren, 2017). Estas herramientas son importantes para conservar la biodiversidad del río Tahuando y garantizar servicios ecosistémicos para las comunidades locales.

1.2 Problema de investigación y justificación

La contaminación del río Tahuando tiene un impacto importante en las comunidades locales, afectando directamente su salud y calidad de vida (García, 2020). Las descargas de aguas residuales servidas y productos químicos han deteriorado gravemente la calidad del agua del río Tahuando, afectando su capacidad de regeneración y dañando su ecosistema (Chiriboga, 2010). Este deterioro ambiental ha provocado la pérdida de biodiversidad y la degradación de hábitats críticos, lo que a su vez ha reducido la disponibilidad de recursos naturales esenciales para la subsistencia de la población local. La interconexión entre los problemas sociales y ambientales subraya la urgencia de abordar la contaminación del río para mejorar tanto la salud pública como la sostenibilidad ecológica (Rojas, 2011).

La falta de un adecuado monitoreo biológico impide una evaluación precisa de la salud ecológica del río Tahuando, dejando sin datos históricos necesarios para un análisis comprensivo (Castro, 2015). En este contexto, es crucial realizar biomonitoreo y aplicar índices biológicos para evaluar la calidad del agua y la funcionalidad ecológica del río (García, 2020). Estos enfoques permiten detectar cambios en la estructura y función de las comunidades biológicas, proporcionando una medida integral del estado de salud del ecosistema. De acuerdo con Castro (2015) implementar biomonitoreo continuo facilitará la identificación temprana de

perturbaciones, posibilitando la aplicación de medidas correctivas oportunas y efectivas, mejorando así la salud ecológica del río y la sostenibilidad de sus recursos hídricos.

La falta de investigaciones científicas detalladas sobre los macroinvertebrados y sus rasgos funcionales en el río Tahuando limita la comprensión de su estado ecológico y de las respuestas biológicas a las perturbaciones ambientales (Rojas & Romero, 2024). Estudiar estos aspectos es esencial para desarrollar indicadores biológicos precisos que puedan guiar las estrategias de conservación y manejo del río. Este trabajo se propone para llenar este vacío de conocimiento, proporcionando datos científicos robustos que permitan evaluar la salud del ecosistema fluvial y diseñar intervenciones basadas en evidencia. El objetivo es no solo avanzar en la comprensión científica de los sistemas fluviales andinos, sino también contribuir a la formulación de políticas y prácticas de gestión sostenible del río Tahuando.

Según lo expuesto por Tarillo (2020), los macroinvertebrados acuáticos han demostrado ser indicadores fiables de la calidad ecológica en sistemas fluviales, especialmente en áreas afectadas por actividades antropogénicas. Este enfoque, ya validado en otras investigaciones, es altamente relevante para el río Tahuando, que enfrenta serios problemas de contaminación, lo que lo convierte en un sitio adecuado para evaluar su estado ecológico. Esta investigación proporcionará la base científica necesaria para tomar decisiones informadas sobre la calidad del agua y la biodiversidad en este sistema fluvial andino.

La actividad agrícola y agropecuaria en nuestra región es esencial para la economía local, pero su viabilidad está estrechamente ligada a la calidad del agua del río Tahuando. La contaminación de este recurso hídrico no solo conlleva pérdidas económicas, sino también riesgos graves para la salud pública (Santillán - Quiroga et al., 2021). En el entorno urbano y rural de Ibarra, observamos una disparidad marcada que favorece la concentración de la vida en la ciudad, dejando rezagadas a las comunidades rurales y exacerbando los problemas socioeconómicos (Pineda, 1976). Además, la Constitución de la República del Ecuador (2008) reconoce la importancia de un entorno saludable tanto para los ciudadanos como

para la naturaleza misma (Farinango, 2023). Es imperativo implementar políticas públicas que salvaguarden nuestro entorno urbano, garantizando así un futuro sostenible y el bienestar de todos los habitantes, lo que subraya la urgencia de una gestión ambiental eficaz y equitativa.

La investigación propuesta se alinea con varios Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la ONU (Organización de las Naciones Unidas), particularmente con los ODS 6, 13 y 15. Al mejorar la comprensión de la calidad del agua y la gestión de los recursos hídricos en el río Tahuando, se contribuye directamente al ODS 6: Agua limpia y saneamiento, proporcionando bases científicas para mejorar el acceso a agua limpia y saludable para las comunidades locales. Además, al analizar los impactos del cambio climático en los ecosistemas fluviales andinos, apoya el ODS 13: Acción por el clima, ofreciendo datos que guiarán estrategias de mitigación y adaptación. Finalmente, al promover la conservación de la biodiversidad acuática y la restauración de ecosistemas, respalda el ODS 15: Vida de ecosistemas terrestres, asegurando la protección y el uso sostenible de los ecosistemas de agua dulce. En resumen, el estudio apoya la conservación de la biodiversidad y contribuye a la consecución de los ODS, promoviendo un desarrollo sostenible y equitativo (Naciones Unidas, 2018).

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Análisis espacio temporal de los rasgos funcionales de macroinvertebrados acuáticos y su relación con la calidad ecológica del río Tahuando.

1.3.2 Objetivos específicos

- Evaluar los parámetros físico-químicos del río Tahuando para caracterizar las condiciones actuales del ecosistema acuático.
- Evaluar la relación de la calidad ecológica y los rasgos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos con los parámetros físico-químicos del río Tahuando.
- Elaborar una guía de macroinvertebrados del río Tahuando para facilitar la identificación y monitoreo ecológico.

1.4 Pregunta(s) directriz(ces) de la investigación

- ¿Qué índice es más adecuado para evaluar la salud ecológica del río Tahuando?
- ¿Cuáles son los rasgos funcionales que mejor determinan la calidad ecológica del río?
- ¿Qué relación espacio temporal existe en la calidad ecológica del río Tahuando?

1.5 Hipótesis

Ho: La calidad ecológica y los rasgos funcionales de los macroinvertebrados varían dependiendo del gradiente de perturbación del río de manera espacio temporal.

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Análisis espacio-temporal

La estructura y dinámica espacio-temporal de comunidades biológicas puede abordarse a través de descriptores como abundancia, frecuencia, diversidad y especificidad, complementados con técnicas de clasificación (Maroñas et al., 2024). Las comunidades de organismos, definidas por sus características y presencia en espacio y tiempo específicos, reflejan las interacciones dentro de su sistema, explicando su comportamiento y estructura (Rico et al., 2014). Investigaciones ecológicas deben considerar tanto patrones en estructura como en comportamiento de los ensambles multiespecíficos. Analizar los rasgos funcionales en un contexto espacio-temporal permite detectar patrones y tendencias que revelan la respuesta de los macroinvertebrados a perturbaciones y variaciones en la calidad del agua (Rodríguez et al., 2013).

2.2 Índices biológicos

2.2.1 *Índice Biótico Andino-Amazónico (AAMBI)*

El índice AAMBI, es una herramienta diseñada para evaluar la calidad del agua y la integridad ecológica en ecosistemas acuáticos de la región Andino-Amazónica. Asigna valores entre 1 y 10 a familias de invertebrados, según su tolerancia a la contaminación, donde 1 representa a las más tolerantes y 10 a las más sensibles. El total obtenido de estas puntuaciones refleja la calidad del agua en un sitio determinado (Tabla 1). Es un método específico para áreas entre 200 y 4000 metros de elevación, que requiere datos cualitativos, siendo económico y sencillo de aplicar (Encalada *et al.*, 2019).

Tabla 1*Valoración de la calidad ecológica mediante el Índice Biótico*

AAMBI	INTEGRIDAD ECOLÓGICA
>121	Excelente
90-120	Muy Buena
50-89	Buena
36-49	Regular
<35	Mala

Nota. La tabla muestra las categorías del Índice de Integridad Ecológica (IIE) basadas en la combinación del índice AAMBI y la calidad ambiental. Tomado de Encalada et al. (2019)

2.2.2 Índice Biótico Andino (ABI)

En los Andes, el Índice Biológico Andino (ABI) es una adaptación del Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) para evaluar la calidad del agua en ríos altoandinos, situados a más de 2000 m.s.n.m. Desarrollado por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (2013), el ABI considera las características ecológicas y biológicas de estos ecosistemas, donde la biodiversidad de macroinvertebrados es menor debido a las condiciones extremas de altitud. Este índice se ajusta a familias de macroinvertebrados, reflejando su sensibilidad o tolerancia a la contaminación en entornos altoandinos (Tabla 2). Así, el ABI proporciona una herramienta para el monitoreo de la calidad del agua en esta región específica, siendo fundamental en estudios ambientales y de conservación (Prat et al., 2009).

Tabla 2*Puntaje de calidad de agua a partir del índice ABI*

ABI	Calidad de agua
>96	Muy Bueno
59-96	Bueno
35-58	Regular
<35	Mala

Nota. La tabla muestra las categorías del índice de calidad del agua basadas en la puntuación de familias y el índice de calidad de aguas (Pla, 2006)

2.2.2.1 Evaluación de la Calidad Ecológica de Ríos Andinos (CERAs)

El Índice de Evaluación de la Calidad Ecológica de Ríos Andinos (CERAs), desarrollado en colaboración entre Ecuador y España, se aplica a ríos situados por encima de los 2000 m.s.n.m. y utiliza tres métricas principales: el índice de calidad de vegetación de ribera (QBR), que mide la salud del bosque ribereño y la vegetación adyacente; el índice de calidad de tramo fluvial (IHF), que evalúa la heterogeneidad del hábitat fluvial considerando factores como el sustrato y la estructura del cauce; y el índice biótico andino (ABI). La calidad ecológica de los ríos se refiere a su salud y funcionamiento como ecosistemas, evaluando tanto los alrededores del río como el ambiente acuático. Este diagnóstico integral incluye la información sobre el bosque ribereño, el canal y lecho del río, y los organismos que los habitan (, proporcionando una medida completa del estado del ecosistema (Encalada, et al., 2011).

Figura 1

Evaluación Hidromorfológica y Biológica

Calidad Hidromorfológica	Calidad Biológica				
	Calidad excelente	Calidad buena	Calidad moderada	Calidad mala	Calidad Pésima
	40				
	30				
	20				
	10				
	0				

Nota. La tabla combina los resultados de la evaluación de la calidad hidromorfológica y los resultados de la calidad biológico. Tomado (Encalada, et al., 2011).

2.2.3 Índice BMWP-Col

El Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), desarrollado en Inglaterra en la década de 1970, es una herramienta esencial para evaluar la calidad del agua mediante el análisis de macroinvertebrados acuáticos. Este índice, descrito inicialmente por Armitage, Moss, Wright y Furse (1983), se basa en la sensibilidad o tolerancia de diversas familias de macroinvertebrados a la contaminación, proporcionando un método sencillo y confiable para el monitoreo ambiental. El método, que asigna puntajes de 1 a 10 según la tolerancia de las familias a la contaminación, es económico y rápido. En Colombia, este índice se ha adaptado desde los años setenta, con estudios iniciales en el río Medellín y posteriormente en varias cuencas del país. Investigadores como Roldán, Zamora y Zúñiga han refinado el BMWP para condiciones locales, proponiendo el BMWP/Col para evaluar los ecosistemas acuáticos de montaña, convirtiéndose en una herramienta clave en el monitoreo ambiental (Roldán-Pérez, 2016a).

Tabla 3

Evaluación y clasificación de la calidad de agua mediante el índice BMWP-Col

Clase	Calidad	Puntaje	Significado	Color
I	Buena	>150	Aguas muy limpias a limpias	Azul
II	Aceptable	61-100	Aguas ligeramente contaminadas	Verde
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	Amarillo
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy crítica	<15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Nota. Adaptado de “Análisis de la contaminación por plásticos y su relación con los macroinvertebrados en la cuenca del río Tahuando”, de Villegas (2024), p. 16.

2.2.4 Índice de Shannon-Wiener

Utilizada en ecología para cuantificar la diversidad biológica de una comunidad. Este índice toma en cuenta tanto la riqueza de especies (número total de especies presentes) como la equitatividad (distribución proporcional de los individuos entre las especies). Valores bajos de H' indican comunidades dominadas por pocas

especies (baja diversidad), mientras que valores altos reflejan una mayor complejidad ecológica (Pla, 2006) como su muestra en la Tabla 4.

Tabla 4

Valores del índice de diversidad de Shannon

Índice de diversidad de Shannon	
< 1.5	Diversidad baja
1.5–3.5	Diversidad media
> 3.5	Diversidad alta

Nota. Adaptado de (Shannon, 1948, citado en (Pla, 2006))

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

Donde:

- H' es el valor del índice de Shannon,
- S es el número total de especies o grupos taxonómicos
- p_n es la proporción de individuos que pertenecen a la especie n con respecto al total. (Shannon, 1948, citado en (Pla, 2006))

2.2.5 Impacto de las perturbaciones antropogénicas en la diversidad y abundancia de macroinvertebrados

Las perturbaciones antropogénicas impactan significativamente la diversidad y abundancia de macroinvertebrados, alterando su función en la cadena trófica. La Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO) aumentan debido a la contaminación orgánica, disminuyendo los niveles de oxígeno disuelto y afectando la supervivencia de especies sensibles. Los metales pesados, provenientes de actividades industriales y agrícolas, se acumulan en los organismos, provocando toxicidad y reducción en la biodiversidad (Domínguez & Fernández, 2009). Además, la degradación de la vegetación de ribera andina, causada por deforestación y urbanización, contribuye a la pérdida de hábitat y a la fragmentación del ecosistema fluvial, exacerbando aún más los efectos negativos sobre la comunidad de macroinvertebrados y la dinámica trófica del

sistema. Estos factores, junto con la alteración del hábitat, interrumpen las relaciones tróficas, modificando la estructura y función del ecosistema acuático y disminuyendo su resiliencia (Encalada, et al., 2011).

2.2.6 Parámetros físico-químicos en sistemas fluviales

Conocer la calidad ecológica de los ríos es crucial, ya que muchas personas utilizan agua de ríos que reciben gran cantidad de contaminación a su paso por tierras agrícolas, ganaderas, poblados y ciudades. (Encalada, et al., 2011). Las características físico-químicas de los ríos son fundamentales para evaluar la calidad del agua y la salud del ecosistema fluvial. Entre los parámetros físicos, la temperatura del agua influye significativamente en la vida acuática y en la disolución de gases, mientras que la turbidez afecta la penetración de luz y la fotosíntesis (Hem, 1988). Los parámetros físico-químicos, como pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, sólidos totales y sólidos disueltos; permiten identificar variaciones composicionales espaciales y temporales resultantes de cambios en la litología, relieve, vegetación y clima de la región. Además, estos parámetros son útiles para determinar el grado de contaminación orgánica e inorgánica (Mogollón *et al.*, 1993).

2.3 Macroinvertebrados

Los macroinvertebrados, organismos especializados de entre 0.5mm y 5.0mm, contienen información crucial sobre su entorno (Roldan, 2016). Son los más utilizados para evaluar la contaminación en sistemas de agua dulce, ya que algunas órdenes, como Trichoptera, Hemiptera y Ephemeroptera, requieren condiciones muy específicas para sobrevivir, mientras que otras, como Clitellata y Diptera, prosperan en aguas contaminadas (Roldán, 1999). Estos organismos permiten evaluar los efectos acumulativos de factores químicos y físicos estresantes a largo plazo, y su presencia o ausencia se asocia a la calidad del hábitat y la presencia de contaminantes. Las poblaciones de macroinvertebrados pueden desaparecer o disminuir en diferentes magnitudes, según la sensibilidad de cada especie (Encalada et al., 2011). Debido a su amplia distribución geográfica, diversidad de especies y respuestas a gradientes ambientales, y baja movilidad, los

macroinvertebrados se utilizan ampliamente como bioindicadores, proporcionando una valiosa herramienta para el monitoreo de la calidad del agua y las condiciones físicas del entorno (Prat et al., 2009).

2.3.1 Macroinvertebrados como bioindicadores

Los macroinvertebrados acuáticos son excelentes indicadores de calidad del agua, ya que habitan en ecosistemas definidos y mantienen poblaciones estables y comparables con otros organismos en su hábitat (Roldán, 1999). Estos organismos se utilizan ampliamente para monitorear la contaminación en cursos fluviales, ofreciendo un método valioso para determinar los impactos de desechos domésticos e industriales en ríos y quebradas (Abarca, 2005). La composición de las comunidades de macroinvertebrados refleja la calidad de los ecosistemas acuáticos, por lo que métodos basados en estos organismos son parte integral del monitoreo ambiental. En los últimos años, muchos países han adoptado su uso para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos. En la evaluación de las aguas naturales y contaminadas, la biología y la química están estrechamente relacionadas y desempeñan roles complementarios (Roldan, 2016).

2.4 Rasgos funcionales de macroinvertebrados

Los rasgos funcionales de los macroinvertebrados reflejan sus adaptaciones biológicas, fisiológicas y ecológicas a los cambios ambientales, influyendo en su crecimiento, reproducción y supervivencia. En ecosistemas lóticos, los macroinvertebrados desarrollan rasgos funcionales variados en respuesta a la dinámica hidráulica, actuando como indicadores de perturbaciones físicas y antrópicas (Motta *et al.*, 2017). Estos rasgos incluyen ciclos vitales flexibles, diapausa, huevos resistentes a la desecación y alta capacidad de dispersión. Además, en ríos temporales, los macroinvertebrados exhiben adaptaciones específicas como la resiliencia y resistencia a sequías. Estas características funcionales no solo determinan las respuestas individuales a las perturbaciones, sino también su papel en el funcionamiento y la conectividad de los ecosistemas acuáticos, ofreciendo una base para el biomonitoreo y la conservación de estos ambientes (Castañeda, 2020).

Los rasgos funcionales de los macroinvertebrados, que incluyen tamaño corporal máximo, forma del cuerpo, capacidad para nadar, relación con el sustrato, dieta y grupo funcional de alimentación, detallados en la Figura 2, permiten evaluar cómo estos organismos interactúan con su entorno, se desplazan y obtienen alimento. En los sistemas fluviales ecuatorianos, familias como Baetidae y Leptophlebiidae (efímeras), Hydropsychidae y Leptoceridae (tricópteros), Elmidae (coleópteros acuáticos), Chironomidae, Simuliidae y Tipulidae (dípteros), así como Gomphidae y Coenagrionidae (odonatos), muestran diversas adaptaciones y estrategias ecológicas. Estos rasgos proporcionan una visión integral de las adaptaciones y estrategias ecológicas de los macroinvertebrados en diferentes hábitats acuáticos (Crespo-Pérez *et al*, 2020).

Figura 2

Rasgos funcionales de los macroinvertebrados según su uso



Nota. El gráfico muestra la clasificación de los rasgos funcionales organizados de acuerdo con su uso. Adaptado de Crespo-Pérez *et al*. (2020). Functional structure and diversity of invertebrate communities in a glacierized catchment of the tropical Andes. *Freshwater Biology*. doi:10.1111/fwb.13504.

2.4.1 Tamaño corporal máximo

El tamaño corporal máximo de los macroinvertebrados acuáticos varía considerablemente entre especies y se utiliza como un indicador clave para evaluar la salud y calidad de los ecosistemas acuáticos. Factores ambientales como la disponibilidad de nutrientes, la temperatura del agua y la presencia de contaminantes influyen directamente en el crecimiento y desarrollo de estos

organismos. Especies más grandes suelen indicar condiciones ambientales estables y de alta calidad, mientras que la dominancia de especies más pequeñas puede reflejar estrés ecológico o contaminación. Además, el tamaño corporal afecta la función ecológica de los macroinvertebrados, influyendo en sus roles dentro de la cadena alimentaria y en los procesos de descomposición y reciclaje de nutrientes. Por tanto, estudiar el tamaño corporal máximo de los macroinvertebrados no solo ayuda a entender la estructura y dinámica de las comunidades biológicas, sino también a implementar medidas efectivas para la conservación y manejo de los recursos acuáticos (Domínguez y Fernández, 2009).

2.4.2 Forma

La forma de los macroinvertebrados acuáticos varía considerablemente y refleja su adaptación a diferentes hábitats y modos de vida. Los insectos acuáticos, como las larvas de Efemerópteros y Plecópteros, presentan cuerpos alargados y apéndices desarrollados que facilitan la natación y la adhesión a sustratos rocosos (Reynaga y Dos Santos, 2012). Los tricópteros, por su parte, construyen refugios con materiales del entorno, adaptándose a corrientes rápidas. Los moluscos, como caracoles y bivalvos, exhiben conchas duras que los protegen de depredadores y fluctuaciones ambientales. Los anélidos, como las sanguijuelas, poseen cuerpos segmentados y ventosas que les permiten adherirse a sustratos y alimentarse de manera eficaz. La diversidad morfológica de los macroinvertebrados, que incluye variaciones en la estructura corporal y adaptaciones específicas, refleja su capacidad para colonizar y prosperar en una amplia gama de ambientes acuáticos, desde ríos de corriente rápida hasta estanques y lagos con aguas más tranquilas (Domínguez y Fernández, 2009).

2.4.3 Capacidad para nadar

La capacidad para nadar de los macroinvertebrados acuáticos varía significativamente según la especie y desempeña un papel crucial en su supervivencia y distribución. Estos organismos desarrollan adaptaciones específicas para moverse en distintos tipos de corrientes, utilizando estructuras como patas, aletas y apéndices especializados (Domínguez *et al.*, 2009). Las larvas

de insectos como efemerópteros y plecópteros son ejemplos de nadadores activos, capaces de resistir corrientes rápidas, mientras que otros, como ciertos tricópteros, se adaptan mejor a aguas tranquilas mediante la construcción de refugios de seda. La habilidad para nadar influye en la capacidad de estos organismos para buscar alimento, evitar depredadores y colonizar nuevos hábitats, afectando directamente su papel ecológico en los sistemas fluviales. Entender estas capacidades permite evaluar mejor la salud y dinámica de los ecosistemas acuáticos, proporcionando información valiosa para su conservación y gestión sostenible (Reynaga y Dos Santos, 2012).

2.4.4 Relación con el sustrato

La relación del sustrato con los macroinvertebrados acuáticos varía significativamente según la especie y desempeña un papel crucial en su supervivencia y distribución. Estos organismos desarrollan adaptaciones específicas para moverse en distintos tipos de corrientes, utilizando estructuras como patas, aletas y apéndices especializados (Domínguez *et al.*, 2009). Las larvas de insectos como efemerópteros y plecópteros, nadadores activos, resisten corrientes rápidas, mientras que otros, como ciertos tricópteros, se adaptan mejor a aguas tranquilas mediante la construcción de refugios de seda. La habilidad para nadar influye en la capacidad de estos organismos para buscar alimento, evitar depredadores y colonizar nuevos hábitats, afectando directamente su papel ecológico en los sistemas fluviales. Entender estas capacidades permite evaluar mejor la salud y dinámica de los ecosistemas acuáticos, proporcionando información valiosa para su conservación y gestión sostenible (Reynaga y Dos Santos, 2012).

2.4.5 Dieta

La dieta de los macroinvertebrados acuáticos incluye una variedad de recursos alimenticios que reflejan su diversidad funcional y ecológica. Estos organismos consumen detritos, algas, y materia orgánica en descomposición, contribuyendo a la descomposición y ciclado de nutrientes en los ecosistemas fluviales. Los detritívoros ingieren material vegetal en descomposición, mientras

los herbívoros se alimentan de algas y plantas acuáticas. Los carnívoros cazan otros invertebrados pequeños, y los omnívoros combinan elementos de todas estas dietas (Lopez y Sedeño, 2015). La disponibilidad y tipo de alimento varían según factores como la corriente del agua, la calidad del hábitat y la presencia de vegetación ribereña, influyendo en la distribución y abundancia de las diferentes especies de macroinvertebrados. Evaluar la dieta de estos organismos proporciona información clave sobre la salud y funcionalidad de los ecosistemas acuáticos, así como sobre las relaciones tróficas y la dinámica de la comunidad (Domínguez *et al.*, 2009).

2.4.6 Gremios alimenticios

Los macroinvertebrados acuáticos se clasifican en diferentes grupos funcionales de alimentación según su forma de obtener y procesar los recursos, lo que refleja su papel en el ecosistema fluvial (Castañeda, 2020). Estos grupos incluyen los recolectores, que filtran o recogen partículas orgánicas del sedimento, los raspadores, que se alimentan de algas y detritos adheridos a las superficies, los fragmentadores, que descomponen material vegetal grueso, y los depredadores, que cazan otros organismos vivos. Esta clasificación permite evaluar la estructura y función del ecosistema, ya que la presencia y abundancia de cada grupo funcional indica las condiciones ambientales y los procesos ecológicos predominantes. Por ejemplo, un predominio de recolectores sugiere alta disponibilidad de materia orgánica fina, mientras que una alta proporción de fragmentadores indica abundancia de hojas y otros detritos vegetales. Analizar la distribución de estos grupos funcionales es esencial para entender la dinámica del flujo de energía y la ciclicidad de nutrientes en los ecosistemas acuáticos (Reynaga y Dos Santos, 2012).

2.5 Marco legal

De acuerdo con los artículos 12, 71 y 72 de la Constitución de la República del Ecuador, el derecho al agua es fundamental, y el agua se reconoce como patrimonio nacional estratégico. La naturaleza, o Pacha Mama, tiene derechos a la existencia, mantenimiento y regeneración de sus ciclos vitales, y las personas pueden exigir su protección. Además, la naturaleza tiene derecho a la restauración en caso de impacto ambiental grave o permanente, con el Estado obligado a implementar mecanismos para lograrlo y mitigar consecuencias nocivas (Asamblea Nacional Constituyente de Ecuador, 2008).

Según los artículos 411 y 412 de la Constitución de Ecuador, el Estado tiene el deber de conservar, recuperar y manejar los recursos hídricos de manera integral. Debe regular actividades que puedan afectar la calidad y cantidad del agua, así como el equilibrio de los ecosistemas. La autoridad competente debe planificar, regular y controlar el uso del agua en coordinación con la gestión ambiental para asegurar un manejo sostenible. Se prioriza el consumo humano y la sostenibilidad de los ecosistemas en el uso y aprovechamiento del agua (Asamblea Nacional Constituyente de Ecuador, 2008).

El Código Orgánico del Ambiente de Ecuador enfatiza en la conservación y uso sostenible de la biodiversidad y servicios ambientales, protegiendo aguas y ecosistemas y promoviendo la integración cultural y adaptación climática (Art. 38). Además, establece la obligación de monitoreo ambiental continuo del aire, agua y suelo para evaluar y mitigar la contaminación, conforme a normativas técnicas vigentes (Art. 191) (Ministerio del Ambiente, 2018).

El Código Orgánico Integral Penal de Ecuador, en su Capítulo Cuarto sobre Delitos Contra el Ambiente y la Naturaleza, establece en la Sección Primera que quien contamine o altere cuerpos de agua, vertientes o recursos hidrobiológicos será penalizado con prisión, enfatizando la gravedad de los delitos ambientales que afecten estos recursos vitales (Art. 251) (Asamblea Nacional Constituyente de Ecuador, 2014).

La Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento de Agua de Ecuador establece que las fuentes de agua, como ríos y lagos, son parte del dominio hídrico público y deben ser gestionadas de forma sostenible para asegurar su calidad y disponibilidad (Art. 10 y 12). Reconoce el derecho de la naturaleza a la conservación de las aguas y sus propiedades, protegiendo fuentes y cuencas hidrográficas para preservar los ecosistemas (Art. 64 y 65). Además, define el caudal ecológico como crucial para mantener la biodiversidad acuática y la dinámica natural del ciclo del agua, estableciendo áreas de protección hídrica para garantizar estas funciones ecológicas (Art. 76) (Ministerio del Ambiente, 2019).

El Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente, específicamente el Libro VI del TULSMA, establece normas de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua a través de varias tablas clave. La Tabla 1 define estándares para la calidad del agua destinada al consumo humano y uso doméstico, mientras que la Tabla 4 establece criterios para evaluar la calidad del agua en actividades recreativas con contacto directo. La Tabla 8 impone restricciones para la descarga en el sistema de alcantarillado público, y la Tabla 9 fija límites permitidos para la descarga en aguas dulces, asegurando así la protección y gestión adecuada de los recursos hídricos conforme a criterios técnicos y ambientales actualizados (Asamblea Nacional Constituyente de Ecuador, 2003).

Los Objetivos del Desarrollo Sostenible abordan varios aspectos clave para la gestión ambiental y la sostenibilidad global. El Objetivo 6 se centra en garantizar el acceso a agua limpia y saneamiento, crucial para mejorar la salud comunitaria. El Objetivo 13 aborda la acción climática, proporcionando datos para estrategias de mitigación y adaptación, incluyendo la conservación de la biodiversidad acuática y la restauración de ecosistemas. Por último, el Objetivo 15 se enfoca en la vida de los ecosistemas terrestres, promoviendo su protección y uso sostenible, especialmente en ecosistemas de agua dulce (Asamblea General de las Naciones Unidas, 2015).

CAPÍTULO III

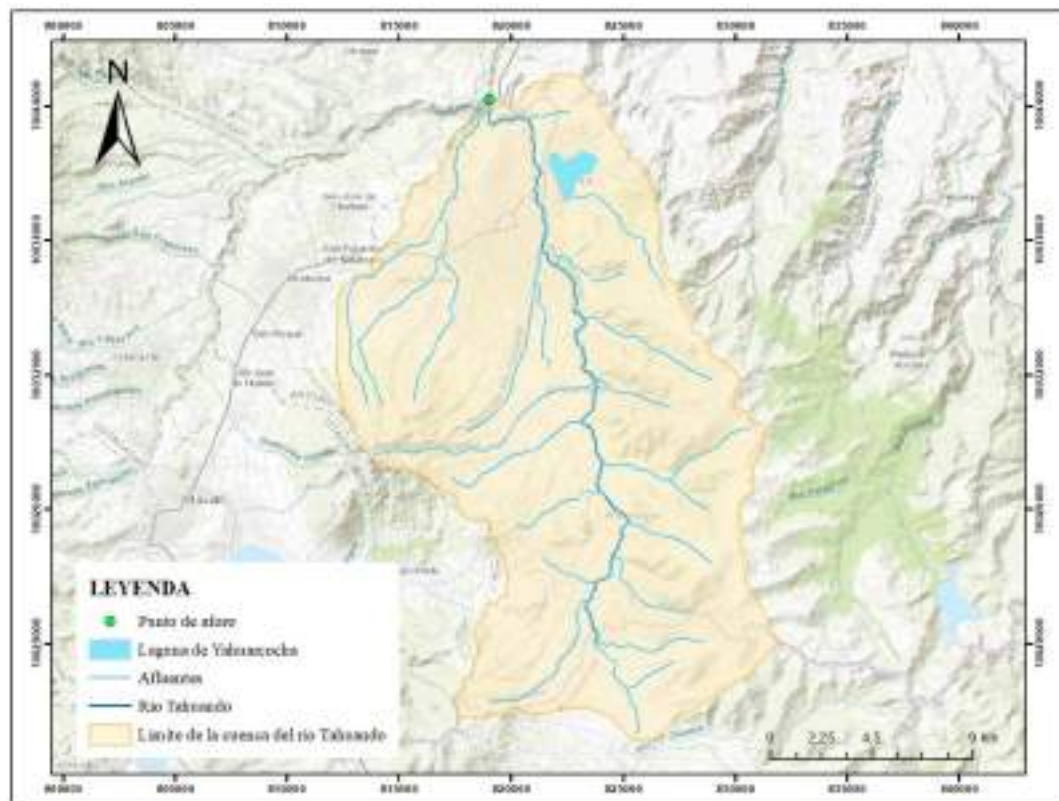
METODOLOGÍA

3.1 Descripción del área de estudio

La siguiente investigación tuvo lugar en el río Tahuando, ubicado la provincia de Imbabura, cantón Ibarra (Figura 2). Nace en las rinconadas orientales de la parroquia Angochagua y desemboca en el río Ambi, una extensión aproximada de más de 40 km. Este río recorre diversos asentamientos rurales y urbanos, influyendo significativamente en la vida socioambiental de sus habitantes. Presenta un clima caracterizado por dos épocas: la temporada de lluvias de febrero a mayo y la temporada seca de junio a noviembre, con precipitaciones que varían entre 1000 mm y 2000 mm anuales y temperaturas que oscilan entre 10°C y 16°C. La diversidad ecológica y la complejidad hidrológica del área se enriquecen con las microcuencas del Tahuando, como La Rinconada, Cucho de Torres, Curiacu y Pungu Huayco (Benavides, 2023).

Figura 3

Mapa de ubicación del río Tahuando



La topografía encañonada del río Tahuando provoca frecuentes crecidas e inundaciones durante la temporada de lluvias, que va de febrero a mayo, con precipitaciones que oscilan entre 1000 y 2000 mm. Estas condiciones incrementan el caudal. Las temperaturas de la cuenca del río Tahuando varían entre 10°C y 16°C, y el clima local se caracteriza por neblinas y lluvias tanto horizontales como verticales. El área estudiada del río Tahuando se encuentra en altitudes que varían entre 2200 y 2700 msnm. La configuración del terreno facilita la acumulación de flujos de agua a través de la escorrentía superficial y subsuperficial, favoreciendo la gestión integral de los recursos hídricos y la preservación de los ecosistemas acuáticos del río Tahuando (Benavides, 2023).

3.1.1 Identificación de puntos de muestreo

Se establecieron seis puntos de muestreo distribuidos a lo largo del gradiente del río Tahuando, desde zonas conservadas hasta zonas altamente intervenidas. Los puntos fueron seleccionados con base en los trabajos previos de Rojas & Romero (2024) y Villegas (2024), considerando la accesibilidad, el tipo de uso de suelo, la altitud y el nivel de alteración antrópica. Se eligieron estas secciones debido a la presencia de impactos antrópicos, como descargas de aguas residuales sin tratar y acumulación de desechos. A continuación, se detalla el esquema de los puntos de muestreo (Figura 5).

Figura 4

Puntos de muestreo en el río Tahuando

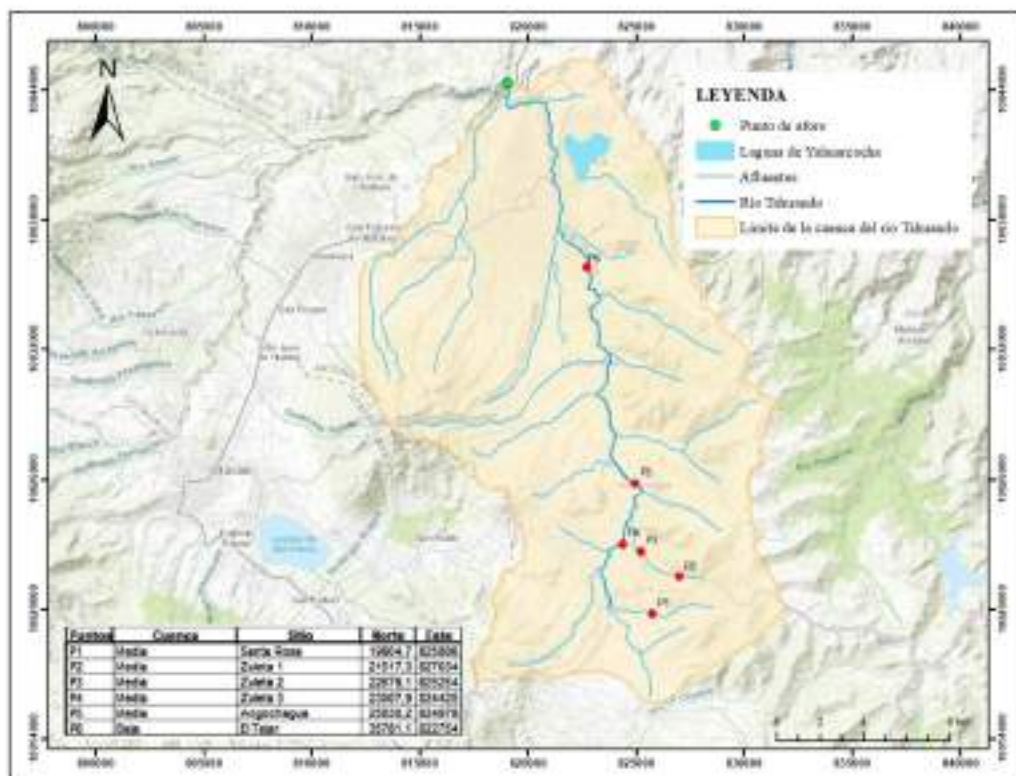


Tabla 5

Coordenadas de los puntos de muestreo

Punto de muestreo	Nombre	Parte de la cuenca	Latitud	Longitud
Punto 1	Santa Rosa	Media	0°10'44.2" N	78°04'24" W
Punto 2	Zuleta 1	Media	0°11'39.9" N	78°03'44.3" W
Punto 3	Zuleta 2	Media	0°12'17.7" N	78°04'41.8" W
Punto 4	Zuleta 3	Media	0°12'28.4" N	78°05'08.6" W
Punto 5	Angochagua	Media	0°14'00.2" N	78°0450.7" W
Punto 6	El Tejar	Baja	0°14'00.2" N	78°0450.7" W

3.2 Recopilación de datos

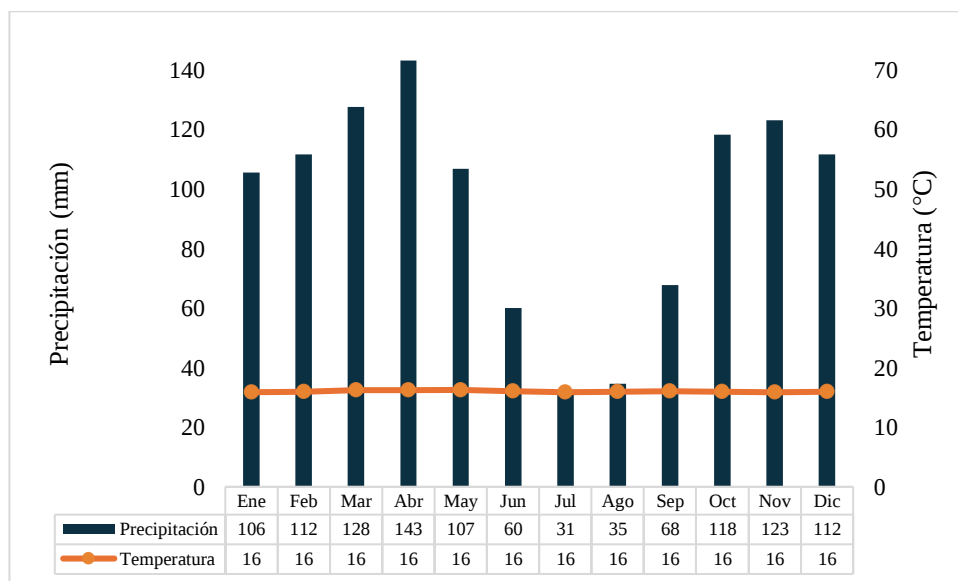
3.2.1 Datos climáticos y meteorológicos

Se recopilaban datos climáticos de Ibarra obtenidos de anuarios meteorológicos oficiales incluyendo registros de precipitación y temperatura

mensual la distribución mensual de precipitación y temperatura en la estación meteorológica de Ibarra del año 2017, los meses de mayor precipitación ocurren en abril con 143,3 mm, seguido de marzo con 127,7 mm y noviembre con 123,2 mm, indicando la temporada lluviosa. Por otro lado, los meses más secos son julio con 31,4 mm y agosto con 34,7 mm. Las temperaturas a lo largo del año se mantienen relativamente constantes, variando entre 15,9°C en noviembre y 16,3°C en mayo, con solo ligeras diferencias estacionales (Velasco et al., 2015). (Figura 5).

Figura 5

Diagrama Ombrotérmico Estación Meteorológica Ibarra-INAMHI 2017

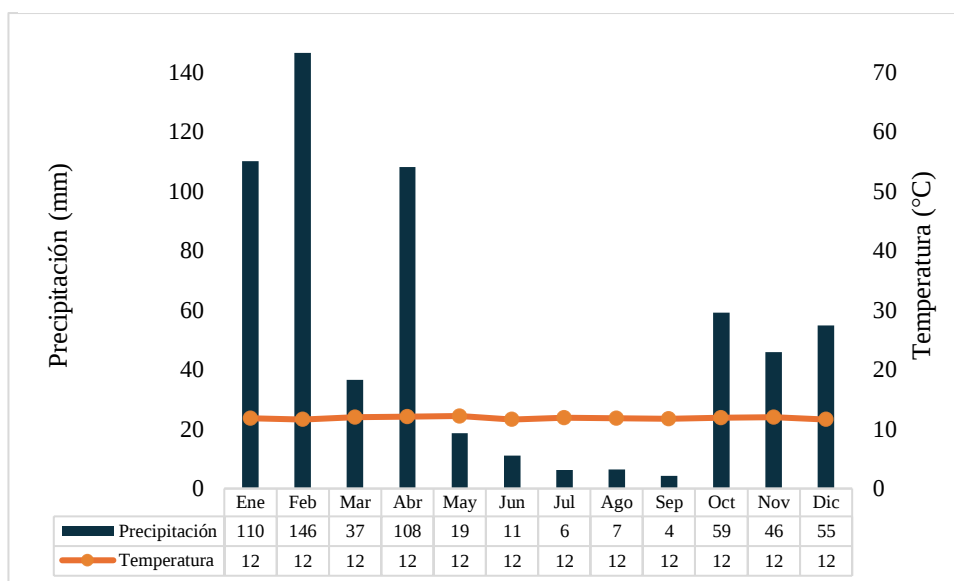


Nota. La figura muestra un diagrama ombrotérmico de Ibarra (Imbabura). Recuperado de INAMHI, 2017.

En cuanto a la estación meteorológica de Olmedo Pichincha (2020), los datos mostraron que febrero es el mes más lluvioso con 146,4 mm, seguido de abril con 108 mm. Los meses de menor precipitación son julio y agosto, con 6,2 mm y 6,5 mm respectivamente. Las temperaturas anuales oscilan ligeramente, siendo más altas en mayo y noviembre con 12,2°C y más bajas en febrero y diciembre con 11,6°C, reflejando un clima fresco a lo largo del año.

Figura 6

Diagrama Ombrotérmico Estación Meteorológica Olmedo-Pichincha 2020



Nota. La figura muestra un diagrama ombrotérmico de Olmedo (Pichincha). Recuperado de INAMHI, 2017.

3.2.2 Datos hidromorfológicos

Para la caracterización hidromorfológica, se midieron variables como ancho del cauce, profundidad (cada 10 o 20 cm de ancho) y velocidad del flujo utilizando flotadores en tramos de 6 a 10 metros. La información se usó para calcular el caudal ($Q = A \times V$), donde A es el área transversal y V la velocidad media del flujo. Estos valores permitieron caracterizar el comportamiento hidráulico del río en cada punto, información clave para interpretar la disponibilidad de hábitat para macroinvertebrados acuáticos y su relación con las condiciones ambientales locales (Castro Heredia et al., 2006).

3.2.3 Parámetros físicoquímicos del agua

La evaluación de las condiciones físicoquímicas del agua se llevó a cabo directamente en campo, antes del muestreo biológico, con el fin de evitar interferencias por alteración del sustrato. Para ello se utilizó un multiparámetro portátil, que permitió medir de forma simultánea los siguientes parámetros: temperatura del agua (°C), oxígeno disuelto (DO) expresado en mg/L y porcentaje

de saturación, pH, conductividad eléctrica específica (SPC, en $\mu\text{S}/\text{cm}$), salinidad (ppm) y presión atmosférica (mmHg). Las mediciones se realizaron en tres microhábitats representativos de cada punto de muestreo: rápidos, pozas y encochados, con el fin de registrar la variabilidad interna del tramo (Samboni et al., 2007).

Figura 7

Fotografías de los puntos de muestreo

Santa Rosa (Punto 1)	Zuleta 1 (Punto 2)
	
Zuleta 2 (Punto 3)	Zuleta 3 (Punto 4)
	
Angochagua (Punto 5)	El Tejar (Punto 6)
	

3.2.4 Recolección, preservación e identificación de macroinvertebrados

La colecta de macroinvertebrados acuáticos se realizó en cada uno de los seis puntos de muestreo del río Tahuando, eligiendo lugares estratégicos dentro del cauce, tanto cerca de las orillas como en el centro del río, para captar la mayor representatividad posible de organismo. Se utilizó una red tipo D de 300 μm y cernidores de mano, aplicando la técnica de remoción activa del sustrato superficial, arrastrando la red durante un periodo de tres minutos por punto. Durante este tiempo, se revolió cuidadosamente el sustrato (hojarasca, piedras, limo, grava) con el pie y la red, favoreciendo la captura de organismos adheridos o móviles (Encalada et al., 2019).

3.3 Análisis de Laboratorio

3.3.1 Clasificación taxonómica

Los macroinvertebrados recolectados fueron almacenados inicialmente en frascos con agua del sitio de muestreo, lo que permitió conservar su integridad antes del proceso de pre-clasificación. Luego, se separaron manualmente usando pinzas y bandejas blancas, y se conservaron en frascos individuales con etanol al 96% para su análisis posterior. En el laboratorio, se identificaron hasta nivel de familia bajo lupa estereoscópica, aplicando claves taxonómicas de Encalada *et al.* (2011, 2019) y Roldán (2003), a partir de caracteres morfológicos como cápsula cefálica, branquias, élitros, patas, antenas, quetas y simetría corporal.

Una vez identificados, los ejemplares se organizaron en matrices de abundancia y listas de riqueza por punto de muestreo. Estos datos fueron importantes para calcular los índices bióticos (BMWP-Col, AAMBI y ABI), así como para analizar los rasgos funcionales, permitiendo evaluar la calidad ecológica del río Tahuando (Meneses-Campo et al., 2019). Adicionalmente, se elaboró un registro fotográfico detallado de cada familia, con el fin de apoyar la creación de una guía ilustrada de macroinvertebrados.

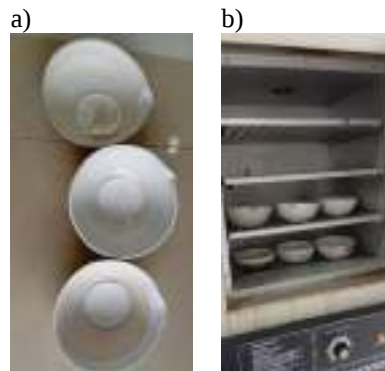
3.3.2 *Análisis de Sólidos Totales (Disueltos, Suspendidos y Sedimentados)*

Para sólidos disueltos, se precalentó el horno a 105 °C. Posteriormente, se colocaron filtros de microfibra de vidrio (poros de 1.6 micrones) dentro de cápsulas de porcelana, los cuales fueron secados durante 2 horas (Figura 7a). Una vez transcurrido este tiempo, se retiraron del horno y se colocaron en un desecador durante 3 minutos para eliminar humedad residual y estabilizar la temperatura antes del pesaje inicial en balanza analítica de precisión. Para el proceso de filtrado, se utilizó un sistema de succión con matraz Kitasato y bomba al vacío, lo cual permitió una separación más eficiente y rápida de las partículas suspendidas. A través de este sistema se filtraron 100 ml de muestra de agua de cada punto de muestreo, utilizando los filtros preparados previamente (Anexo 5). Los filtros, ya con los residuos retenidos, fueron nuevamente introducidos al horno a 105 °C durante 2 horas. Finalizado el secado, se trasladaron al desecador por 3 minutos y se pesaron nuevamente. La diferencia entre el peso final y el inicial permitió calcular la concentración de sólidos disueltos presentes en la muestra (Anexo 6) (Yuliana Soriano-Hernández et al., 2017).

Para los sólidos totales, se emplearon cápsulas de porcelana previamente secadas en horno a 105°C durante 2 horas, con el objetivo de eliminar toda la humedad. Luego, se dejaron reposar en desecador por 3 minutos antes de realizar el pesaje inicial. A continuación, se vertieron 100 ml de la muestra de agua directamente en cada cápsula (Anexo 5). Estas se introdujeron nuevamente en el horno y se mantuvieron a 105 °C durante 24 horas (Figura 7b), permitiendo así la completa evaporación del agua. Al finalizar el secado, las cápsulas se retiraron, se colocaron en el desecador por 3 minutos y se pesaron. La diferencia entre el peso final y el inicial corresponde a los sólidos totales presentes en la muestra (Yuliana Soriano-Hernández et al., 2017).

Figura 8

Preparación de porcelanas



Nota. La figura muestra dos imágenes a) Porcelanas con filtros de microfibra de vidrio b) Porcelanas con muestras de agua en el horno para la evaporación.

3.4 Evaluación de la Calidad Ecológica

3.4.1 Índice Biótico Andino-Amazónico (AAMBI)

La evaluación biológica de la calidad del agua del río Tahuando se realizó mediante el Índice Biótico Andino-Amazónico (AAMBI), el cual se fundamenta en la presencia y abundancia de macroinvertebrados acuáticos identificados hasta nivel de familia. Se utilizó la Hoja de Registro AAMBI, donde se ingresó el número de individuos recolectados por familia en cada punto de muestreo. Cada familia cuenta con un puntaje biótico establecido según su sensibilidad a la contaminación, siguiendo los valores propuestos por Ríos-Touma *et al.* (2017). La suma de estos valores permitió obtener el puntaje total por sitio, el cual se interpretó conforme a la escala del índice, clasificando la calidad ecológica del agua como excelente, buena, regular, mala o muy mala.

Para complementar este análisis, se evaluó la calidad ambiental mediante la aplicación de tres componentes del Protocolo B: el Índice de Hábitat Fluvial de Cordillera (IHF-Cord), el Índice de Calidad de Ribera (QBR) y el Índice de Presiones Antrópicas (IPA). La combinación de estos valores permitió calcular el Índice de Calidad Ambiental (ICA) a través de la fórmula $ICA = (IHF + QBR) - IPA$. Posteriormente, se integró este resultado con el puntaje del AAMBI para obtener el Índice de Integridad Ecológica (IIE), utilizando la fórmula $IIE = ICA +$

puntaje total del AAMBI. Este enfoque integral permitió estimar de forma más precisa el estado ecológico del río Tahuando, al considerar tanto la composición biológica como la calidad físico-ambiental y las presiones antrópicas presentes en cada tramo evaluado (Encalada et al., 2019)

3.4.2 Índice Biótico Andino (ABI)

Para evaluar la calidad ecológica del río Tahuando se aplicó el Índice de Calidad de Aguas ABI, el cual integra componentes hidromorfológicos y biológicos. La calidad hidromorfológica fue determinada mediante la Hoja de Registro ABI, que incluye ocho categorías clave: estructura y naturalidad de la vegetación de ribera, continuidad y conectividad del paisaje, presencia de escombros, naturalidad del canal, composición del sustrato, regímenes de velocidad y profundidad del flujo, y elementos de heterogeneidad. Cada categoría fue calificada de 0 a 5 según el grado de alteración observado. La suma de estos valores permitió clasificar la calidad hidromorfológica de cada punto en cinco niveles: pésima (0–10), mala (11–20), moderada (21–28), buena (29–35) o excelente (>35) (A. Encalada, Rieradevall, Rios-Touma, et al., 2011).

La calidad biológica se obtuvo en función de la presencia o ausencia de familias de macroinvertebrados agrupadas por sensibilidad a la contaminación (azul, verde, amarilla y naranja), asignando una calificación final de excelente a pésima según combinaciones específicas entre estas categorías. Finalmente, se cruzaron los resultados de la calidad hidromorfológica y biológica mediante la matriz combinatoria del índice ABI, lo cual permitió obtener un diagnóstico integral de la calidad ecológica del río. Esta metodología posibilitó una valoración más completa al incorporar tanto las condiciones físicas del hábitat como las respuestas biológicas de los organismos indicadores presentes.

3.4.3 Índice BMWP-Col

Para evaluar la calidad biológica del agua, se aplicó el índice BMWP-Col (Biological Monitoring Working Party adaptado para Colombia), el cual asigna un valor específico a cada familia de macroinvertebrados con base en su sensibilidad

a la contaminación. La puntuación total del índice para cada punto de muestreo se obtuvo mediante la suma de los valores asignados a todas las familias presentes, independientemente de su abundancia. Posteriormente, se compararon los resultados con los parámetros establecidos por el índice, clasificando la calidad del agua en cinco categorías: buena (>150 , color azul), aceptable (61–150, color verde), dudosa (36–60, amarillo), crítica (16–35, naranja) y muy crítica (<15 , rojo). Este procedimiento permitió caracterizar el grado de contaminación del río Tahuando en función de la composición taxonómica de su comunidad de macroinvertebrados (Roldán-Pérez, 2016).

Adicionalmente, se aplicó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), con el fin de evaluar la diversidad específica en cada punto de muestreo. Para ello, se consideró la abundancia relativa de cada familia registrada. Este análisis se realizó con el software estadístico PAST (Paleontological Statistics), que permitió generar la curva de diversidad de Shannon. Con base en los valores obtenidos, se determinó si la diversidad era baja ($H' < 1$), media (H' entre 1 y 2) o alta ($H' > 2$), brindando así una perspectiva complementaria sobre la estructura y complejidad ecológica de las comunidades bentónicas del río (Pla, 2006). Esta combinación de índices permitió una evaluación integral tanto de la calidad del agua como del estado ecológico de los macroinvertebrados.

3.4.4 Asignación de rasgos funcionales y evaluación de la calidad ecológica

La asignación de rasgos funcionales se realizó con el fin de complementar el análisis taxonómico tradicional y caracterizar el papel ecológico de los macroinvertebrados acuáticos en el ecosistema del río Tahuando. Se consideraron los siguientes rasgos: gremio trófico, hábitos alimenticios, tipo de respiración, tamaño máximo del cuerpo, flexibilidad corporal, forma del cuerpo, y movilidad y fijación al sustrato. La asignación de afinidad a cada categoría se realizó con base en una escala de 1 a 5, donde 1 representa baja afinidad y 5 alta afinidad con el rasgo. Este procedimiento siguió la metodología propuesta por Díaz *et al.* (2020), adaptada a las condiciones ecológicas de ríos altoandinos.

3.5 Elaboración de la Guía Taxonómica de Macroinvertebrados como Herramienta de Ciencia Ciudadana

Con el propósito de fortalecer la educación ambiental y facilitar el monitoreo participativo del ecosistema del río Tahuando, se elaboró una guía taxonómica de macroinvertebrados acuáticos como herramienta didáctica y técnica (Camacho, 2023). Esta guía incluye un prólogo que introduce su objetivo educativo y ecológico, seguido de instrucciones de uso y un glosario con términos clave explicados en un lenguaje accesible. Se incorpora también una sección con información general del área de estudio, así como características ambientales específicas de cada uno de los seis puntos de muestreo, donde se detallan variables como altitud, pH, oxígeno disuelto, velocidad del flujo, tipo de sustrato y los macroinvertebrados más dominantes identificados por sitio (Wong, 2024).

Cada macroinvertebrado recolectado fue representado mediante una ficha técnica ilustrada que incluye: nombre científico y común, descripción morfológica, hábitat y distribución, lugar de colecta, sensibilidad a la contaminación y los puntajes obtenidos en los índices AAMBI, ABI y BMWP-Col. Además, se asignaron y describieron sus rasgos funcionales según gremio trófico, hábito alimenticio, respiración, tamaño, flexibilidad corporal, forma del cuerpo y movilidad/fijación al sustrato, basados en literatura científica y observaciones propias. Las fichas incorporan fotografías de alta calidad sin fondo (PNG) y íconos gráficos para una lectura dinámica, permitiendo que la guía sea utilizada tanto en entornos educativos como en monitoreos comunitarios (Wong, 2024). Así, este recurso contribuye a la valoración, conservación y divulgación del conocimiento sobre la biodiversidad acuática del río Tahuando.

La tabla de calidad de agua, que se presenta a continuación, permitió clasificar el valor total del índice ABI en diferentes categorías de calidad. Esta clasificación ayudó a interpretar los resultados del índice ABI, facilitando la evaluación de la calidad del agua en el río Tahuando, desde "Excelente" hasta "Mala" (Tabla 3), proporcionando una visión clara del estado ecológico del sistema acuático (Prat et al., 2009). Puntaje de familias de macroinvertebrados acuáticos de acuerdo con el índice BMWP-Col.

3.6 Materiales y equipos

En la investigación, se utilizaron materiales de recolección y análisis de macroinvertebrados acuáticos. Estos instrumentos permitieron una identificación y evaluación de los indicadores de calidad ecológica en el río Tahuando.

Tabla 6

Lista de equipos y materiales

Equipos	
2	Redes Surber (0.09 m ² , malla 500 µm)
1	Multiparámetro portátil
1	Flexómetro de 50 m
2	Palos de madera graduados (cada 10 cm)
12	Pelotas de espuma flex (o tapas plásticas)
2	Cernidores de mano
2	Vadeadores impermeables
	Estereoscopio
	Botas de caucho
Materiales	
12	Botellas plásticas de 1L
	Gel antiséptico para higiene de campo
	Alcohol etílico al 96%
	Pinzas metálicas (grandes y pequeñas)
	Frascos plásticos (tipo epem o frascos de orina)
2	Baldes plásticos de 10 L
2	Embudos plásticos
1	Jarra plástica medidora
1	Paquete de etiquetas adhesivas
2	Marcadores indelebles permanentes
	Gel antiséptico
2	Bandejas plásticas blancas
1	Paquete de bolsas herméticas

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Evaluación de los parámetros físico-químicos del río Tahuando

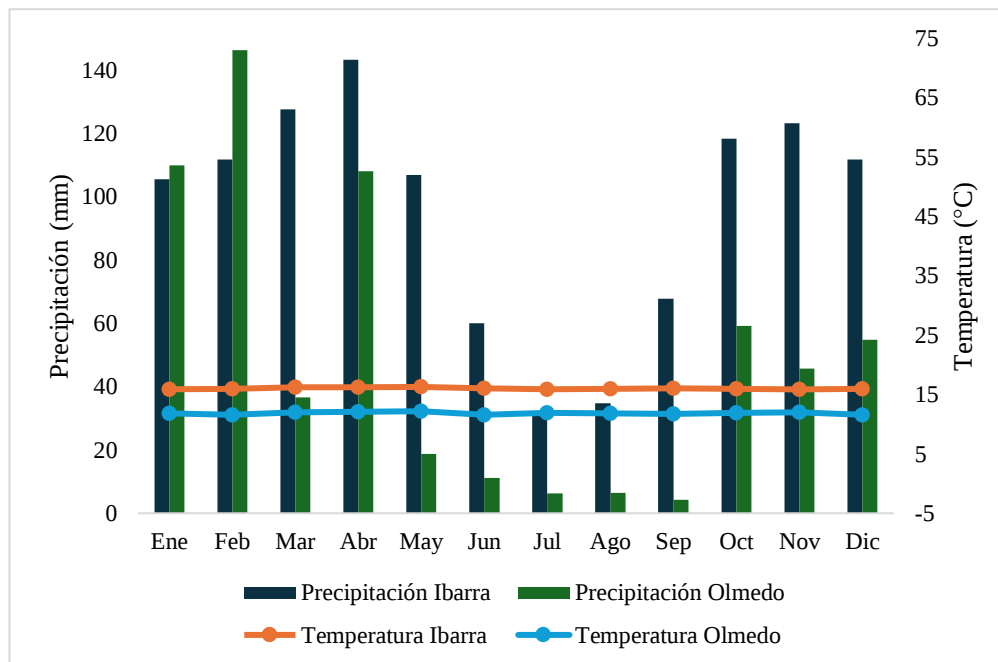
4.1.1 *Condiciones climáticas y meteorológicas del área de estudio*

El climograma de Ibarra para el año 2017 evidencia una distribución bimodal de la precipitación, con máximos en abril y noviembre, típico del régimen ecuatorial, mientras que los meses de junio a agosto presentan una disminución. Este comportamiento es consistente con los datos históricos de la cuenca del Tahuando que indican un régimen de lluvias con dos picos estacionales. Las temperaturas se mantuvieron estables alrededor de los 16 °C durante todo el año, característica propia del piso climático mesotérmico semihúmedo en zonas interandinas.

Por su parte, el climograma de Olmedo del año 2020, correspondiente a una zona de mayor altitud y de piso climático ecuatorial de alta montaña, mostró temperaturas medias anuales más bajas, cercanas a los 12 °C, y precipitaciones muy bajas durante la estación seca, especialmente entre junio y septiembre. Datos importantes, ya que sustentan las diferencias altitudinales dentro de la cuenca y explican el gradiente térmico e hídrico observado (Rojas & Romero, 2024)a. Coincidiendo con (Rojas & Romero, 2024), se reafirma que el mayor superávit hídrico se concentra en las zonas de páramo y bosque, mientras que las áreas de pastizales y cultivos registran déficit debido a mayor uso del recurso hídrico y menor cobertura vegetal natural.

Figura 9

Climograma comparativo entre Ibarra (2017) y Olmedo (2020)



Nota. La figura muestra una comparativa entre los datos climáticos históricos de Ibarra (2017) y Olmedo (2020)

4.2 Características hidromorfológicas del cauce

La caracterización hidromorfológica del río Tahuando permitió describir aspectos de la forma, dinámica y estructura del cauce en cada punto de muestreo. Para ello, se evaluaron parámetros como el ancho, la profundidad y la velocidad del flujo, así como la tipología del sustrato y la presencia de elementos estructurales como rápidos, pozas y charcos.

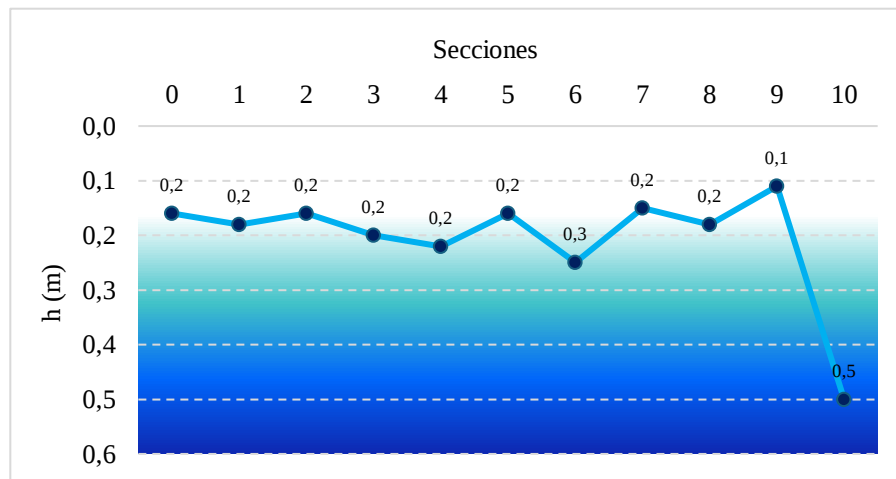
4.2.1 Ancho, profundidad y velocidad (Punto 1)

En el punto 1 del río Tahuando, ubicado en una zona de altitud media-alta, los parámetros hidromorfológicos evidencian condiciones relativamente favorables para el desarrollo de comunidades acuáticas diversas. La profundidad media registrada fue de 0,2 m, con un rango que varió entre 0,1 m y 0,5 m (Figura 9), lo que refleja una diversidad del lecho que puede facilitar la presencia de distintos microhábitats, condición para mantener la biodiversidad (Vannote *et al.*, 1980). Esta variabilidad estructural se ve consolidada por una velocidad media del flujo de

0,6 m/s y un caudal de 1,3 m³/s, lo cual representa un régimen de flujo constante y oxigenado, favorable para organismos como Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera, que suelen requerir buena calidad de agua y movimiento moderado para su desarrollo.

Figura 10

Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 1



Nota. La gráfica muestra la profundidad a partir del ancho del río, en este caso el ancho total fue de 2,15 m dividido en 11 secciones con una distancia de 20 cm entre sección y sección.

El área total del rectángulo fue de 5 m², de los cuales 2,9 m² correspondieron al área de sedimentación, representando aproximadamente el 58% del total. La sección transversal del cauce, estimada como el producto del largo del tramo (10 m) por la profundidad media, fue de 2,1 m². La velocidad del flujo fue determinada mediante tres repeticiones con flotadores, cronometrando el tiempo en que recorrieron una distancia de 10 metros. Los tiempos obtenidos fueron de 15,1 s, 18,0 s y 15,2 s, con un promedio de 16,1 segundos. A partir de este valor, se calculó una velocidad media de 0,6 m/s, lo cual sugiere un flujo moderado y relativamente estable en este sector. Con base en esta velocidad y la sección transversal, el caudal del río en este punto fue de 1,3 m³/s.

Este valor de caudal indica una circulación suficiente de agua para sostener comunidades acuáticas diversas, y se encuentra dentro del rango considerado funcional para la conservación del ecosistema fluvial (Encalada et al., 2019). Sin

embargo, el porcentaje alto de sedimentación (58%) podría estar afectando negativamente la disponibilidad de hábitats bentónicos y la oxigenación del sustrato. Estos factores son relevantes porque una elevada sedimentación suele estar relacionada con procesos de erosión y aporte de materiales finos desde las riberas, que degradan la calidad del hábitat y pueden limitar la presencia de macroinvertebrados más sensibles. Por tanto, aunque el caudal y la velocidad son adecuados, el balance hidromorfológico requiere atención por el impacto potencial del exceso de sedimento sobre la integridad ecológica.

Tabla 7

Valores de la velocidad del punto 1

Sección	Distancia (m)	t(s)			Tiempo promedio (s)	Velocidad (m/s)
1	10,1	15,2	18,1	15,2	16,4	0,6

Nota. La tabla muestra los valores de la velocidad del punto 1 tomados en campo a cierta distancia.

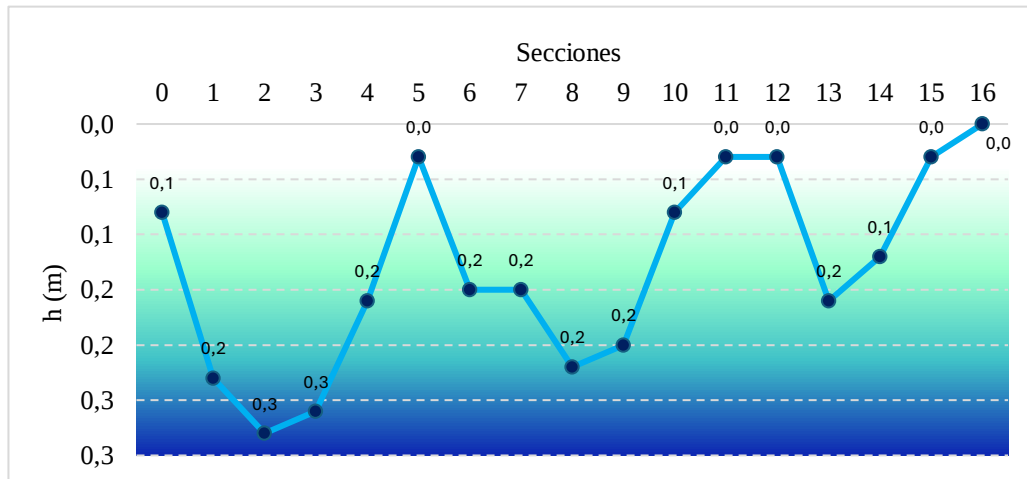
4.2.2 Ancho, profundidad y velocidad (Punto 2)

En el punto de muestreo 2, ubicado en el sector de la Hacienda Zuleta, se registró un ancho promedio del cauce de 3,4 metros. A lo largo de 17 secciones transversales, la profundidad varió entre 0,0 y 0,3 m, con una media de apenas 0,1 m, lo que evidencia una escasa profundidad generalizada. Esta característica, sumada a la presencia de zonas con profundidad nula, sugiere sectores con

circulación reducida, lo que puede limitar la disponibilidad de microhábitats y afectar negativamente a ciertos grupos de

Figura 11

Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 2



Nota. La gráfica muestra la profundidad a partir del ancho del río, en este caso el ancho total fue de 3,40 m dividido en 17 secciones con una distancia de 20 cm entre sección y sección

En términos hidráulicos, se obtuvo un caudal estimado de $0,97 \text{ m}^3/\text{s}$, resultado de una velocidad media de $0,5 \text{ m/s}$ y una sección transversal de $2,1 \text{ m}^2$. Esta velocidad, ligeramente mayor que la registrada en el punto 1, indica una circulación más dinámica del flujo. Sin embargo, tal como señala Encalada et al. (2019), los sistemas lóticos saludables presentan una diversidad de profundidades y velocidades que favorecen la heterogeneidad del hábitat; en este caso, la escasa variación observada limita dicha heterogeneidad. Además, el porcentaje elevado de sedimentación puede afectar la distribución y abundancia de taxones sensibles, disminuyendo la calidad ecológica del tramo. Estos resultados sugieren que, a pesar del caudal aceptable, las condiciones físicas del hábitat en el punto 2 presentan

restricciones importantes para el desarrollo de una comunidad bentónica diversa y equilibrada.

Tabla 8

Valores de la velocidad del punto 2

Sección	Distancia (m)	t(s)			Tiempo promedio (s)	Velocidad (m/s)
1	20	42,8	38,3	47,2	42,8	0,5

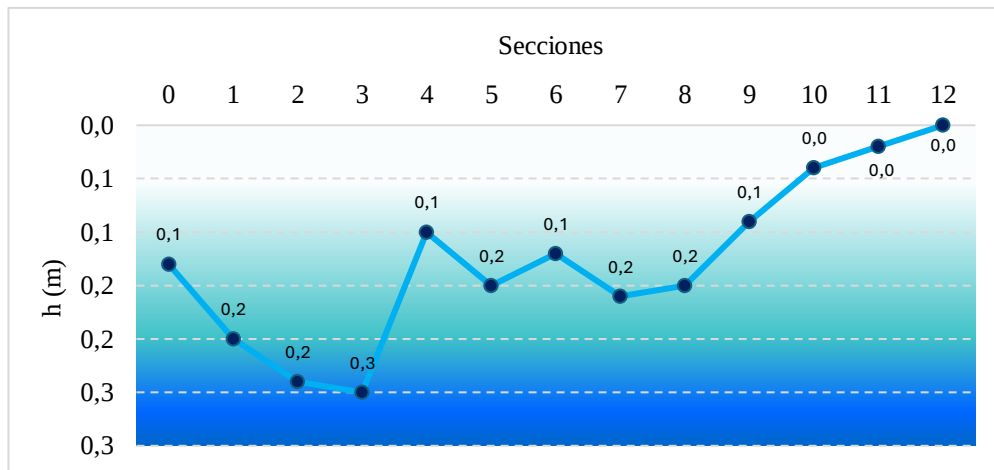
Nota. La tabla muestra los valores de la velocidad del punto 2 tomados en campo a cierta distancia.

4.2.3 Ancho, profundidad y velocidad del flujo (Punto 3)

En el punto 3 del río Tahuando, los valores registrados de ancho (2,5 m) y profundidad media (0,1 m) reflejan un cauce estrecho y somero, dominado por zonas sedimentadas que ocupan más del 50% del área estimada del lecho (2,4 m² de 4,5 m²). Este patrón indica un proceso avanzado de colmatación, posiblemente derivado de la escasa cobertura vegetal de ribera, la escasa dinámica hídrica y el aporte constante de sedimentos finos. Según Encalada et al. (2019), estas condiciones físicas limitan la capacidad del ecosistema fluvial para mantener hábitats diversos y funcionales, especialmente para organismos que requieren sustratos estables y buena oxigenación. El perfil transversal prácticamente plano y la profundidad máxima de apenas 0,3 m reflejan un hábitat homogéneo y poco estructurado, lo cual puede afectar negativamente la diversidad de macroinvertebrados bentónicos.

Figura 12

Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 3



Nota. La gráfica muestra la profundidad a partir del ancho del río, en este caso el ancho total fue de 2,51 m dividido en 13 secciones con una distancia de 20 cm entre sección y sección.

A pesar de la baja profundidad, el caudal estimado de 0,97 m³/s y la velocidad promedio del flujo (0,5 m/s) sugieren una circulación continua y moderada, lo que podría mantener cierta conectividad longitudinal del ecosistema. En términos ecológicos, este tipo de régimen de flujo corresponde a un caudal base ambiental mínimo, definido como aquel capaz de sostener los procesos fundamentales del ecosistema (Encalada et al., 2019). Sin embargo, si la profundidad superficial y la sedimentación persisten, el riesgo de degradación del hábitat aumenta, especialmente durante épocas secas. Estas condiciones podrían favorecer únicamente a organismos tolerantes o adaptados a zonas lólicas someras, lo que repercute directamente en la composición funcional y taxonómica de la comunidad acuática.

Tabla 9

Valores de la velocidad del punto 3

Sección	Distancia (m)	t(s)	Tiempo promedio (s)	Velocidad (m/s)
1	20	42,8	38,3	47,2
			42,8	0,5

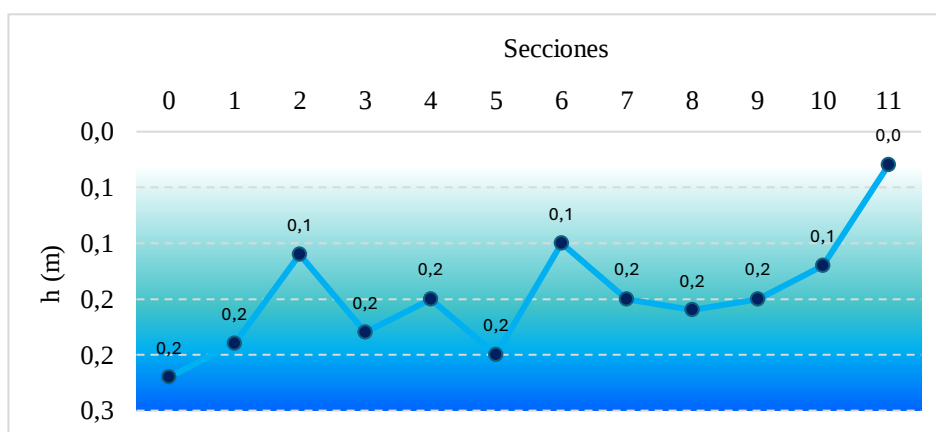
Nota. La tabla muestra los valores de la velocidad del punto 3 tomados en campo a cierta distancia. Elaboración propia

4.2.4 Ancho, profundidad y velocidad del flujo (Punto 4)

En el punto de muestreo 4, correspondiente a un sector agrícola de la cuenca media del río Tahuando, se registró un ancho del cauce de 2,4 metros. La profundidad fue evaluada en 12 secciones a lo largo del ancho del cauce, con valores que fluctuaron entre 0,03 m y 0,2 m. El promedio de profundidad fue de 0,2 m, lo que evidencia un lecho predominantemente somero, posiblemente influenciado por procesos de sedimentación y escasa erosión.

Figura 13

Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 4



Nota. La gráfica muestra la profundidad a partir del ancho del río, en este caso el ancho total fue de 2,44 m dividido en 12 secciones con una distancia de 20 cm entre sección y sección.

El área total del rectángulo estimado en este tramo fue de 2,4 m², mientras que el área de sedimentación alcanzó los 0,8 m², lo cual representa una proporción considerable de acumulación de materiales finos y materia orgánica. Esto puede indicar procesos de deposición activa, probablemente influenciados por las características del uso del suelo circundante, como cultivos o pastizales. El área transversal (AT), obtenida del producto entre la longitud del tramo evaluado y la profundidad media, fue de 1,6 m², lo que sugiere una sección de flujo relativamente amplia y con potencial para generar microhábitats diversos. En este contexto, Encalada et al. (2019) destacan que áreas con mayor heterogeneidad geomorfológica pueden favorecer la biodiversidad al ofrecer nichos variados para macroinvertebrados acuáticos.

La velocidad del flujo, calculada mediante tres mediciones consecutivas a lo largo de un tramo de 20 metros, fue en promedio de 0,9 m/s, constituyéndose como la más alta entre los puntos evaluados. Este flujo rápido está asociado con mayor capacidad de oxigenación, condición clave para la presencia de familias sensibles como Perlidae o Leptophlebiidae. El caudal estimado fue de 1,5 m³/s, lo cual sugiere una dinámica fluvial activa. Sin embargo, este mismo dinamismo también puede facilitar el arrastre de partículas finas y contaminantes difusos, especialmente en tramos cercanos a actividades agrícolas. Esta relación entre hidrodinámica y presión antrópica ya ha sido reportada por Trujillo et al. (2022), quienes indican que la combinación de alta velocidad y presión externa puede modificar la estructura comunitaria de macroinvertebrados hacia organismos más tolerantes.

Tabla 10

Valores de la velocidad del punto 4

Sección	Distancia (m)	t(s)			Tiempo promedio (s)	Velocidad (m/s)
1	20	16,9	16,2	15,5	16,2	0,9

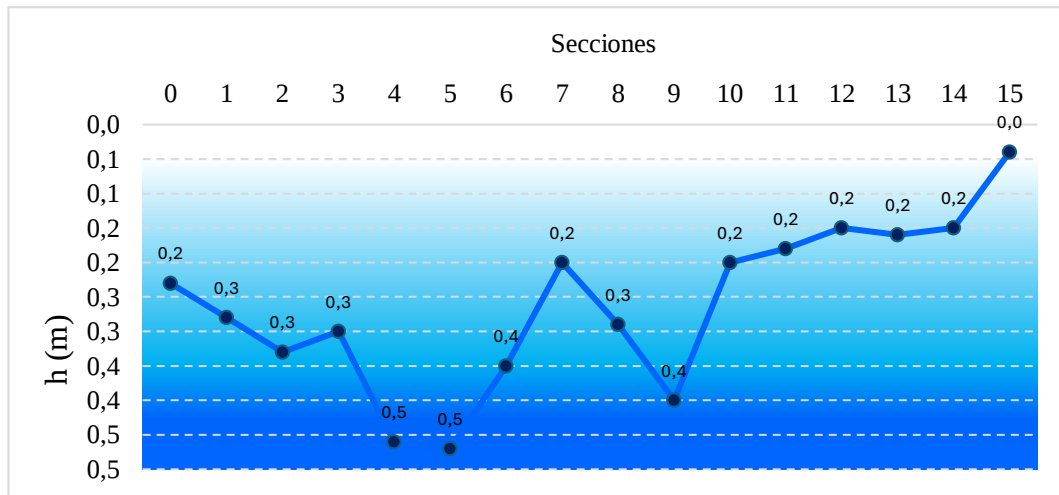
Nota. La tabla muestra los valores de la velocidad del punto 4 tomados en campo a cierta distancia.

4.2.5 Ancho, profundidad y velocidad del flujo (Punto 5)

En el punto de muestreo 5, correspondiente a un tramo urbano del río Tahuando, se registró un ancho del cauce de 6,1 metros. La profundidad fue medida a lo largo de 16 secciones transversales, con valores que oscilaron entre 0,0 m en la sección 16 y 0,5 m en la sección 6. La profundidad promedio fue de 0,3 m, indicando una morfología del lecho relativamente heterogénea, con presencia de zonas intermedias tanto someras como profundas, posiblemente resultado de alteraciones antrópicas o urbanas en el canal.

Figura 14

Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 5



Nota. La gráfica muestra la profundidad a partir del ancho del río, en este caso el ancho total fue de 6,15 m dividido en 16 secciones con una distancia de 20 cm entre sección y sección.

El área total del rectángulo correspondiente al tramo fue de 7,1 m², mientras que el área de sedimentación se estimó en 2,9 m², lo que representa una fracción considerable del total, posiblemente asociada a arrastres de materiales finos desde superficies impermeables o fuentes urbanas. Esta acumulación de sedimentos puede reducir la heterogeneidad del hábitat y afectar negativamente la diversidad de macroinvertebrados, tal como señalan Encalada et al. (2019), quienes destacan que el exceso de sedimentos finos está relacionado con una disminución en la calidad del hábitat y en la disponibilidad de microhábitats clave para organismos sensibles. El área transversal (AT) fue calculada en 4,2 m², reflejando una sección amplia y de buen volumen de paso para el caudal, lo que en principio puede favorecer la oxigenación y el transporte de nutrientes si el flujo no está obstruido.

La velocidad del flujo se determinó a partir de tres mediciones consecutivas en un tramo de 6 metros, con tiempos de 6,9 s, 8,9 s y 6,9 s, lo que arrojó un tiempo promedio de 7,6 s. A partir de este resultado se calculó una velocidad media de 0,8 m/s. El caudal resultante fue de 3,3 m³/s, siendo uno de los más elevados entre todos los puntos evaluados, lo cual puede relacionarse con el aumento del ancho del canal, así como con posibles modificaciones del flujo natural debido al uso urbano del entorno. Esta velocidad relativamente alta puede arrastrar organismos, alterar su

asentamiento y dificultar la colonización de especies menos móviles (Rojas & Romero, 2024), generando una posible homogenización de las comunidades presentes. Estos factores físicos, en conjunto, son claves para comprender los patrones observados en los índices bióticos y los rasgos funcionales del sitio.

Tabla 11
Valores de la velocidad del punto 5

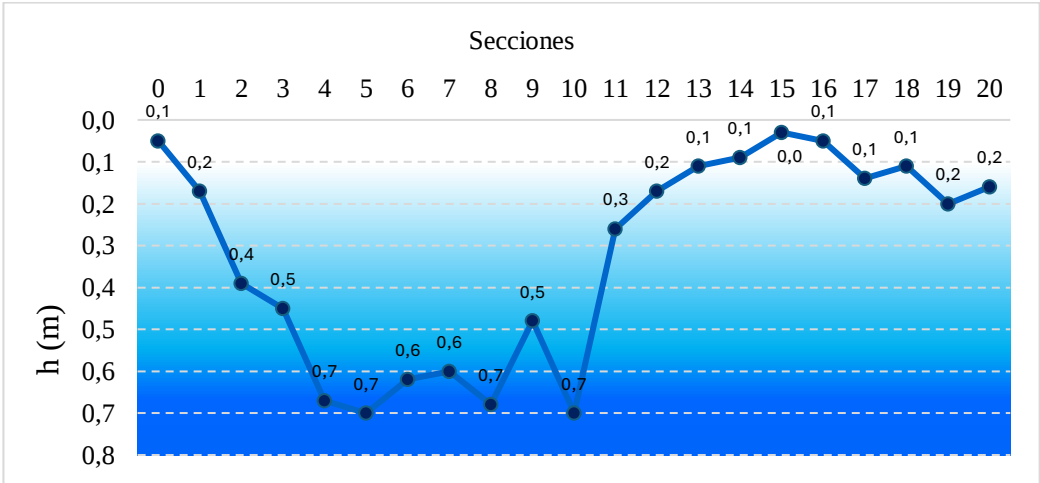
Sección	Distancia (m)		t(s)		Tiempo promedio (s)	Velocidad (m/s)
1	6	6,9	8,9	6,9	7,6	1,3

Nota. La tabla muestra los valores de la velocidad del punto 5 tomados en campo a cierta distancia.

4.2.6 Ancho, profundidad y velocidad del flujo (Punto 6)

En el punto de muestreo 6, ubicado aguas abajo del río Tahuando, se registró un ancho del cauce de 13,1 metros, siendo el tramo más ancho evaluado en este estudio. Se tomaron 22 mediciones transversales de profundidad, con valores que oscilaron entre 0,0 m y 0,7 m, registrando una profundidad máxima en la sección 11 y una profundidad promedio de 0,3 m. Esta variabilidad evidencia una configuración morfológica amplia con zonas profundas, posiblemente relacionadas con procesos de erosión en áreas sin cobertura vegetal densa.

Figura 15
Perfil sección transversal del río Tahuando-Punto 6



Nota. La gráfica muestra la profundidad a partir del ancho del río, en este caso el ancho total fue de 13,10 m dividido en 22 secciones con una distancia de 60 cm entre sección y sección.

El área total del rectángulo del tramo fue de 14,7 m², mientras que el área de sedimentación calculada fue de 8,2 m², representando más del 55% del área evaluada. Esto sugiere una acumulación significativa de materiales finos o sedimentos arrastrados por escorrentía o por la erosión de las riberas, lo que podría limitar la diversidad de hábitats disponibles para macroinvertebrados con requerimientos específicos de sustrato. El área transversal (AT) fue de 6,5 m², lo que, combinado con la amplitud del cauce, indica un entorno de transporte hidráulico elevado, típico de ríos andinos de pendiente media-alta.

La velocidad del flujo fue determinada mediante tres mediciones consecutivas en un tramo de 10 metros, con tiempos de 16,1 s, 10,3 s y 13,9 s, obteniendo un tiempo promedio de 13,4 s y una velocidad media de 0,7 m/s. Con base en estos datos, se calculó un caudal de 4,84 m³/s, siendo el más alto registrado en todos los puntos de muestreo. Este caudal puede representar un factor clave en la dinámica ecológica del sitio, ya que facilita la oxigenación del agua y la dispersión de nutrientes (Encalada et al., 2019), pero al mismo tiempo puede generar estrés hidráulico para especies menos tolerantes a la turbulencia o que poseen baja capacidad de fijación al sustrato, reduciendo así la diversidad funcional y estructural del ensamblaje bentónico.

Tabla 12

Valores de la velocidad del punto 6

Sección	Distancia (m)	t(s)			Tiempo promedio (s)	Velocidad (m/s)
1	10	16,1	10,3	13,9	13,4	0,7

Nota. La tabla muestra los valores de la velocidad del punto 6 tomados en campo a cierta distancia.

Los valores registrados a lo largo del río Tahuando muestran una notable variabilidad hidromorfológica entre los puntos de muestreo, reflejando un gradiente longitudinal desde zonas de cabecera hacia tramos más bajos. En el punto 1, ubicado en una zona de altitud media-alta, se observó un flujo moderado (0,6 m/s) y una profundidad media de 0,2 m, con heterogeneidad del lecho y caudal de 1,3

m³/s. Estas condiciones sugieren un sistema en relativo equilibrio estructural y funcional, con capacidad para mantener diversidad de microhábitats, tal como se ha reportado en ríos altoandinos con presencia de vegetación de páramo o transición a bosque montano (Encalada *et al.*, 2019). En este contexto, la presencia de velocidades constantes y oxigenación adecuada podría estar favoreciendo la persistencia de macroinvertebrados sensibles, como Ephemeroptera o Trichoptera.

En contraste, el punto 2, a pesar de presentar un caudal similar (1,5 m³/s), mostró una profundidad más baja (0,1 m) y áreas con niveles cercanos a cero, lo que puede estar indicando procesos de colmatación. Esta condición puede limitar el número y diversidad de nichos disponibles, especialmente para organismos menos tolerantes a la sedimentación. Algo similar se evidenció en el punto 3, donde la profundidad también fue baja (0,1 m), aunque con un flujo más lento (0,5 m/s), lo que puede comprometer el transporte de oxígeno y nutrientes. En ambos casos, si bien se encuentran dentro del rango típico para ríos de la región altoandina (1–30 m de ancho y 1–40 m³/s de caudal, según Encalada *et al.*, 2019), la estructura del hábitat sugiere un estado menos favorable en comparación con el punto 1.

Por otro lado, el punto 4 presentó la velocidad media más alta del estudio (0,9 m/s), lo que podría favorecer procesos de oxigenación y dispersión de organismos, pero también incrementar el arrastre de partículas finas, especialmente en una zona agrícola. Aunque el caudal (1,5 m³/s) es compatible con un entorno fluvial activo, la profundidad promedio fue baja (0,1 m), lo cual podría limitar el desarrollo de ciertos macroinvertebrados bentónicos. A partir del punto 5, la dinámica cambia significativamente: el ancho del canal aumenta (6,1 m) y la profundidad promedio asciende a 0,28 m. Esto, junto a una velocidad de 0,8 m/s y un caudal de 3,3 m³/s, refleja un sistema más modificado, probablemente por influencia urbana, aunque aún con capacidad para sostener comunidades tolerantes.

Finalmente, el punto 6, el más amplio (13,1 m) y profundo (0,3 m), registró el caudal más elevado (4,8 m³/s). Este resultado es consistente con lo descrito por Encalada *et al.* (2019) para tramos de transición hacia zonas bajas, donde la amplitud y la erosión lateral aumentan. Sin embargo, aunque este punto posee condiciones físicas para el transporte eficiente de agua y materiales, también puede

representar un ambiente más turbulento, que afecta negativamente a especies con baja capacidad de fijación o con preferencia por aguas más lentas (Encalada *et al.* 2019). La acumulación significativa de sedimentos (8,1 m²) evidencia procesos de erosión acelerados, probablemente por pérdida de cobertura ribereña y aumento de escorrentía superficial.

4.3 Tipología del sustrato y estructura del canal fluvial

4.3.1 Punto 1

La diversidad de sustratos observada en el Punto 1 sugiere una estructura de hábitat favorable para la colonización de macroinvertebrados con distintos requerimientos ecológicos. Según Encalada *et al.* (2019), la heterogeneidad del lecho fluvial, al incluir bloques, grava y sedimentos más finos, proporciona refugios, zonas de alimentación y áreas de reproducción para múltiples grupos funcionales. Esta variedad de microhábitats también se asocia con una mayor resiliencia ecológica frente a perturbaciones hidrológicas.

Además, la coexistencia de diferentes regímenes de flujo y elementos naturales como la hojarasca y la vegetación acuática sumergida refuerzan la calidad estructural del hábitat, generando condiciones óptimas para organismos filtradores, raspadores y detritívoros (Vannote *et al.*, 1980). Este tipo de complejidad hidráulica no solo incrementa la riqueza de especies, sino que mejora el funcionamiento ecológico general del tramo, al favorecer ciclos biogeoquímicos y procesos clave como la descomposición de materia orgánica.

4.3.2 Punto 2

En el Punto 2, a pesar de la continuidad de la vegetación de ribera, su calidad se ve afectada por el uso predominante del paisaje adyacente para actividades agrícolas, lo que reduce su conectividad ecológica y limita el aporte de funciones ecosistémicas clave, como el sombreado, la estabilización de márgenes o el aporte de materia orgánica (Encalada *et al.*, 2019). Esta situación, junto con la presencia de un canal parcialmente modificado, sugiere una presión moderada sobre el ecosistema. No obstante, la ausencia de desechos visibles en la ribera y la diversidad del sustrato (incluyendo bloques, piedras, arena y lodo) reflejan ciertas condiciones

favorables para el desarrollo de microhábitats, esenciales para la diversidad de macroinvertebrados.

Además, la presencia de regímenes de flujo variados (rápidos y lentos) y de estructuras naturales como hojarasca, troncos y vegetación acuática sumergida indica una heterogeneidad fluvial importante, lo cual es valorado positivamente por el Índice de Hábitat Fluvial (IHF). Estos elementos favorecen la instalación de distintos grupos funcionales y tróficos de macroinvertebrados, que a su vez aportan a la funcionalidad del ecosistema. Sin embargo, la categoría “moderada” obtenida en el Índice ABI evidencia que, si bien el hábitat físico mantiene una buena diversidad estructural, persisten limitaciones ecológicas ligadas principalmente al uso del suelo y la degradación del entorno ribereño.

4.3.3 Punto 3

En el Punto 3, la ribera mostró evidentes signos de intervención antrópica, especialmente por la presencia de pastizales y actividades agrícolas circundantes, lo cual redujo considerablemente la cobertura arbórea nativa. La vegetación se distribuía en manchas grandes, lo que refleja una fragmentación del hábitat ribereño. Esta pérdida de vegetación natural influye negativamente en la regulación térmica del agua y la provisión de materia orgánica esencial para los macroinvertebrados, como señalan Encalada et al. (2019), quienes destacan que la vegetación de ribera cumple un rol clave en mantener la integridad ecológica de los ecosistemas lóticos andinos.

Aunque el canal fluvial del punto mantuvo cierta naturalidad y no se identificaron residuos sólidos, presentó indicios de alteración leve, con un lecho compuesto por bloques, cantos, arena y piedras, lo que sugiere una diversidad moderada de microhábitats. No obstante, la baja presencia de elementos estructurales como raíces sumergidas o vegetación acuática adherida limita la complejidad del hábitat disponible, afectando negativamente la oferta de refugio y alimento para la fauna acuática. Según Ríos-Touma et al. (2017), esta heterogeneidad estructural es fundamental para sustentar comunidades de

macroinvertebrados más diversas y sensibles, por lo que su escasez puede traducirse en una biocenosis más homogénea y tolerante a perturbaciones.

4.3.4 Punto 4

En el Punto 4, el paisaje fluvial mostró signos evidentes de alteración antrópica. La ribera se encontraba fragmentada, con vegetación dispersa en parches aislados, lo cual indica una baja continuidad y escasa naturalidad del ecosistema ribereño. Esta situación estuvo asociada a la presencia de viviendas, caminos y otros elementos urbanos en las cercanías, lo que disminuye la conectividad ecológica y favorece la presión sobre el sistema hídrico. Estas condiciones se reflejaron en los bajos puntajes del Índice de Calidad de Aguas ABI (24 puntos), particularmente en los apartados de continuidad, conectividad y canal natural, indicando un ecosistema perturbado por actividades humanas. En este contexto, autores como Encalada et al. (2019) señalan que la pérdida de vegetación ribereña y la urbanización reducen la capacidad de autorregulación del ecosistema, afectando directamente la calidad del hábitat para los organismos acuáticos.

A pesar de estas limitaciones, el canal fluvial en el Punto 4 presentó características destacables desde el punto de vista estructural. Se identificó una diversidad de sustratos desde bloques y gravas hasta arena y lodo, y una combinación de regímenes de flujo y profundidad, lo cual favorece la heterogeneidad hidráulica. Esta variedad de microhábitats permite sostener comunidades más complejas y funcionales, incluso bajo presión ambiental. Asimismo, se observó la presencia de elementos como hojarasca, vegetación acuática y raíces sumergidas, que actúan como refugios y fuentes de alimento para macroinvertebrados. Según Allan y Castillo (2007), la heterogeneidad estructural del canal es clave para mantener la biodiversidad, ya que promueve nichos ecológicos variados. En suma, aunque las condiciones generales del entorno muestran deterioro, ciertos componentes físicos aún conservan un grado de integridad que contribuye parcialmente a la funcionalidad ecológica del tramo.

4.3.5 Punto 5

El Punto 5 evidenció un entorno con condiciones hidromorfológicas degradadas. La vegetación ribereña fue prácticamente inexistente, lo cual afectó la estructura del canal y su capacidad para amortiguar impactos externos. La baja conectividad con el paisaje adyacente y la presencia de residuos sólidos apuntan a una influencia antrópica directa, posiblemente derivada de actividades urbanas y agrícolas cercanas. Estas condiciones coinciden con lo descrito por Encalada et al. (2019), quienes sostienen que la pérdida de cobertura vegetal y la alteración del canal reducen la resiliencia ecológica de los ríos andinos frente a perturbaciones externas. El canal presentaba ciertas modificaciones físicas, probablemente resultado de procesos de erosión acelerados por la falta de vegetación o de intervenciones estructurales.

En cuanto al lecho fluvial, predominó un sustrato de bloques y piedras, con baja diversidad de tamaños y texturas. Aunque se identificaron algunas combinaciones de velocidad y profundidad en el flujo lo que suele favorecer la diversidad de hábitats, la heterogeneidad estructural general fue limitada. Elementos como hojarasca y troncos estuvieron presentes, pero no fueron suficientes para generar una matriz de hábitat compleja que favorezca una comunidad bentónica diversa. Esto podría explicar por qué, a pesar de registrar especies relativamente tolerantes y algunas sensibles, el índice AAMBI clasificó este punto con una calidad solo moderada, lo que refleja un ecosistema que aún funciona, pero con señales claras de deterioro (Ríos-Touma et al., 2017).

4.3.6 Punto 6

En el Punto 6 se evidenció un paisaje marcadamente intervenido, con una ausencia total de vegetación natural en las riberas y una fuerte presencia de urbanización adyacente, lo que limita seriamente los procesos de autorregulación ecológica del ecosistema fluvial. La cobertura vegetal se presentó de forma discontinua y en pequeños parches, reduciendo drásticamente la conectividad ecológica, un factor clave para la resiliencia de los ecosistemas ribereños (Miserendino et al., 2011). Aunque la ribera no presentaba residuos visibles, el

canal mostró alteraciones estructurales por intervención directa, que afectan la heterogeneidad del hábitat y el flujo hidrológico.

A nivel físico, el sustrato fue relativamente diverso, con presencia de elementos gruesos como bloques y piedras, aunque con menor complejidad que en otros puntos. Se identificaron regímenes de flujo completos, lo que sugiere cierta variabilidad hidrodinámica que puede favorecer a algunos taxones adaptables. A pesar de las condiciones alteradas, se registraron elementos naturales como hojarasca y vegetación acuática, los cuales ofrecen microhábitats que sostienen parcialmente la biodiversidad (Encalada et al., 2019). Sin embargo, el valor del índice ABI (16) clasificó este punto como de mala calidad, lo que evidencia un estado de degradación importante tanto físico como biológico, que debe ser atendido mediante estrategias de restauración ecológica integrales.

Los resultados obtenidos en los seis puntos de muestreo reflejan un gradiente claro de alteración en la tipología del sustrato y la estructura del canal fluvial del río Tahuando. El Punto 1 presentó las mejores condiciones hidromorfológicas, con un canal poco modificado y una gran diversidad de sustrato (bloques, piedras, grava y arena), lo que sugiere una estructura natural y dinámica que favorece hábitats diversos para la fauna acuática. Según Encalada *et al.* (2011), un canal que mantiene su forma natural, sin rectificaciones ni estructuras rígidas, recibe la máxima puntuación en los índices de evaluación debido a su capacidad de conservar procesos ecológicos esenciales. Este patrón también se observa parcialmente en los Puntos 2 y 3, donde la combinación de regímenes de flujo y la presencia de elementos como hojarasca y vegetación sumergida aportan heterogeneidad al hábitat, a pesar de una menor conectividad con el paisaje adyacente y signos de uso agrícola.

En contraste, los Puntos 4, 5 y 6 mostraron signos evidentes de intervención humana, con canales modificados, riberas discontinuas y bajo grado de naturalidad. En estos sitios, se observaron estructuras rígidas o modificación de terrazas, lo que reduce la capacidad del río para autorregular su morfología y dinámica hídrica, condición que Encalada *et al.* (2011) asocian con pérdida de funcionalidad ecológica y baja puntuación en el índice. Aunque aún se identificaron algunos

elementos naturales (como vegetación acuática o raíces sumergidas), la baja diversidad de sustrato y la disminución en la heterogeneidad del canal indican un estado de degradación progresivo. Esto no solo afecta la oferta de refugios y recursos para los macroinvertebrados, sino que también limita la resiliencia del ecosistema ante presiones antrópicas. Así, estos resultados respaldan la hipótesis de que la integridad estructural del canal es clave para mantener comunidades acuáticas saludables.

4.4 Parámetros fisicoquímicos in situ

4.4.1 Temperatura

La temperatura del agua varió entre los diferentes hábitats y puntos de muestreo del río Tahuando. En general, se observaron temperaturas más bajas en los puntos ubicados en zonas altas, como los puntos 1, 2 y 3, donde los valores oscilaron entre 10.3 °C y 12.3 °C (Tabla 14). En contraste, en los puntos ubicados a menor altitud, como el punto 6, la temperatura alcanzó hasta 16.6 °C en todos los hábitats evaluados.

Tabla 13

Valores de la temperatura (°C) en cada punto de muestreo

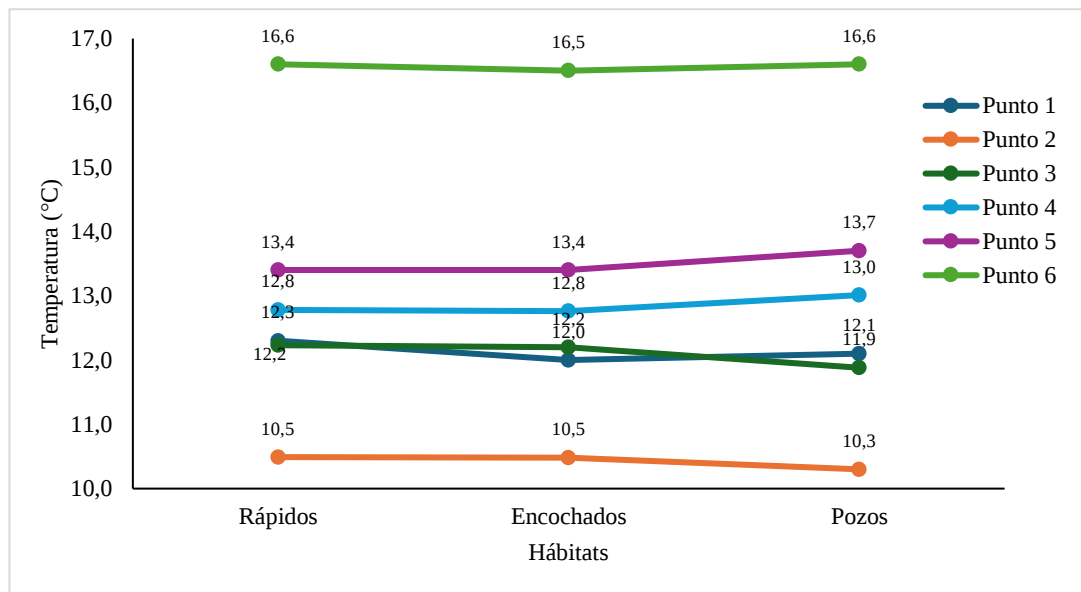
Hábitats	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6
Rápidos	12,3	10,5	12,2	12,7	13,4	16,6
Encochados	12,0	10,5	12,2	12,8	13,4	16,5
Pozos	12,1	10,3	11,9	13,01	13,7	16,6

Nota. La tabla muestra los valores de la temperatura de los 6 puntos tomados en 3 diferentes hábitats.

Las diferencias térmicas entre hábitats también fueron notorias. En los rápidos, la temperatura fue levemente superior en comparación con los encochados y pozos, especialmente en los puntos intermedios y bajos del gradiente. Estas variaciones pueden deberse a la exposición solar, la turbulencia del agua y la presencia o ausencia de cobertura vegetal ribereña, factores que influyen directamente en la temperatura superficial del agua y, por ende, en la distribución de los organismos acuáticos.

Figura 16

Temperatura del agua por hábitat en cada punto de muestreo



Nota. La gráfica muestra una comparativa de temperatura de cada hábitat en cada punto de muestreo.

En los puntos altos (1, 2 y 3), la temperatura fue más baja, lo cual es característico de los ecosistemas de montaña, donde la radiación solar es menor y la cobertura vegetal ribereña es mayor, limitando el calentamiento del agua (Encalada *et al.*, 2011). Por el contrario, en los puntos bajos, como el punto 6, se registraron temperaturas elevadas, posiblemente influenciadas por una mayor exposición solar y menor cobertura de sombra. Este patrón también puede vincularse con la calidad del hábitat ribereño. Según Castañeda (2020), los cambios en la cobertura vegetal y el uso de suelo modifican directamente la temperatura del agua, alterando los microclimas acuáticos y la distribución de macroinvertebrados sensibles.

4.4.2 pH

Se evaluaron los niveles de pH en tres tipos de microhábitats (rápidos, encochados y pozos) en cada uno de los seis puntos de muestreo. Los resultados mostraron valores alcalinos en todo el gradiente del río Tahuando, oscilando entre 9,1 y 9,4. Se observaron ligeras variaciones entre los hábitats, con los pozos presentando los valores más altos de pH, especialmente en el punto 6, donde se

alcanzó un valor de 9,4. En contraste, el punto 5 en rápidos presentó el valor más bajo con 9,1.

Tabla 14

pH del agua por hábitat en cada punto de muestreo

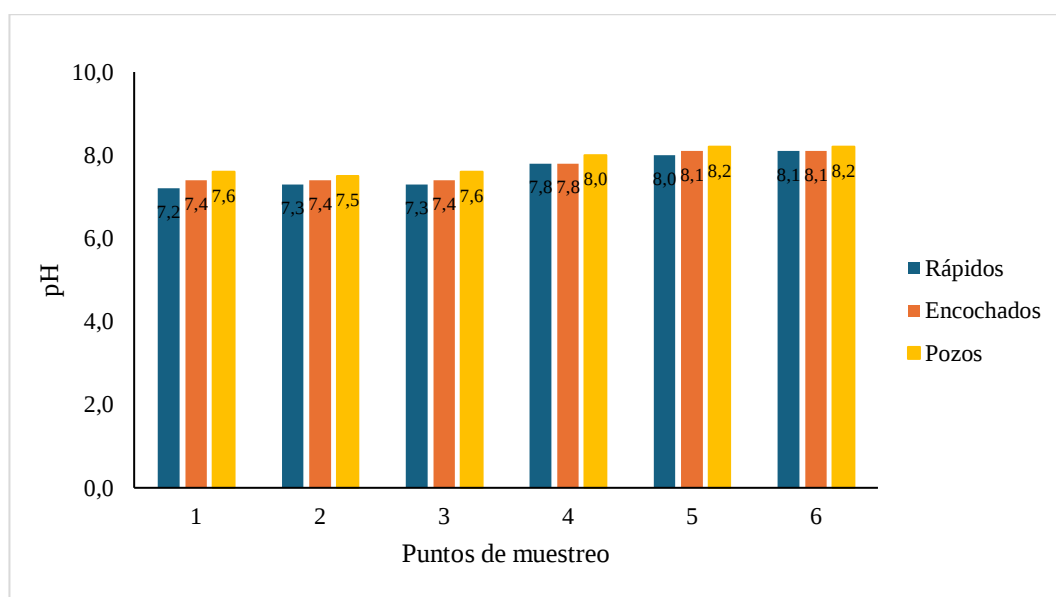
Hábitats	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6
Rápidos	7,2	7,3	7,3	7,8	8,0	8,1
Encochados	7,4	7,4	7,4	7,8	8,1	8,1
Pozos	7,6	7,5	7,6	8,0	8,2	8,2

Nota. La tabla muestra los valores de pH de los 6 puntos tomados en 3 diferentes hábitats.

Estos resultados reflejan una tendencia general hacia condiciones alcalinas estables, lo cual puede estar asociado a la geología local y a la presencia de vegetación ribereña que regula los niveles de CO₂ disuelto. En particular, la mayor alcalinidad en los pozos podría deberse a una menor turbulencia y mayor retención de materia orgánica, lo que favorece procesos biológicos como la fotosíntesis. Este patrón puede tener implicaciones ecológicas, ya que influye en la disponibilidad de nutrientes y en la tolerancia de los macroinvertebrados presentes en cada hábitat (Samboni et al., 2007).

Figura 17

pH del agua por hábitat en cada punto de muestreo



Nota. La gráfica muestra una comparativa de pH de cada hábitat en cada punto de muestreo.

Los valores de pH registrados en los distintos hábitats del río Tahuando se mantuvieron dentro de un rango neutro a ligeramente alcalino, con mínimos de 7,2 en rápidos del punto 1 y máximos de 8,2 en pozos de los puntos 5 y 6. Estos valores indican condiciones químicas estables, sin indicios de acidificación. La ligera alcalinidad observada, especialmente en los puntos aguas abajo (5 y 6), podría estar influenciada por procesos de fotosíntesis en hábitats de baja turbulencia como los pozos, donde se reduce el CO₂ disuelto, elevando el pH (Roldán-Pérez, 2016; Pla, 2006).

Además, la tendencia a valores más elevados en los puntos 4, 5 y 6 podría reflejar cierta influencia antrópica, como escorrentías agrícolas o aguas residuales, que alteran el balance iónico del sistema. Según Castro (2015), este tipo de condiciones, aunque no necesariamente críticas, pueden modificar la disponibilidad de nutrientes e influir en la composición de comunidades biológicas sensibles, como los macroinvertebrados acuáticos. En este contexto, el monitoreo del pH sigue siendo una herramienta clave para detectar posibles alteraciones químicas sutiles pero relevantes en la dinámica ecológica del río.

4.4.3 Oxígeno Disuelto

El oxígeno disuelto (OD) mostró diferencias notables entre hábitats y puntos de muestreo. En los rápidos, el OD osciló entre 8,1 ppm (Punto 3) y 12,7 ppm (Punto 6), evidenciando condiciones favorables de oxigenación, especialmente en tramos con mayor turbulencia. En los encochados y pozos, los niveles de oxígeno fueron mucho más altos en todos los puntos, alcanzando hasta 12,7 ppm (pozos del Punto 6), lo cual sugiere una alta actividad fotosintética o una posible sobresaturación por baja turbulencia y acumulación de organismos fotosintetizadores.

Tabla 15

Oxígeno Disuelto (mg/l) del agua por hábitat en cada punto de muestreo

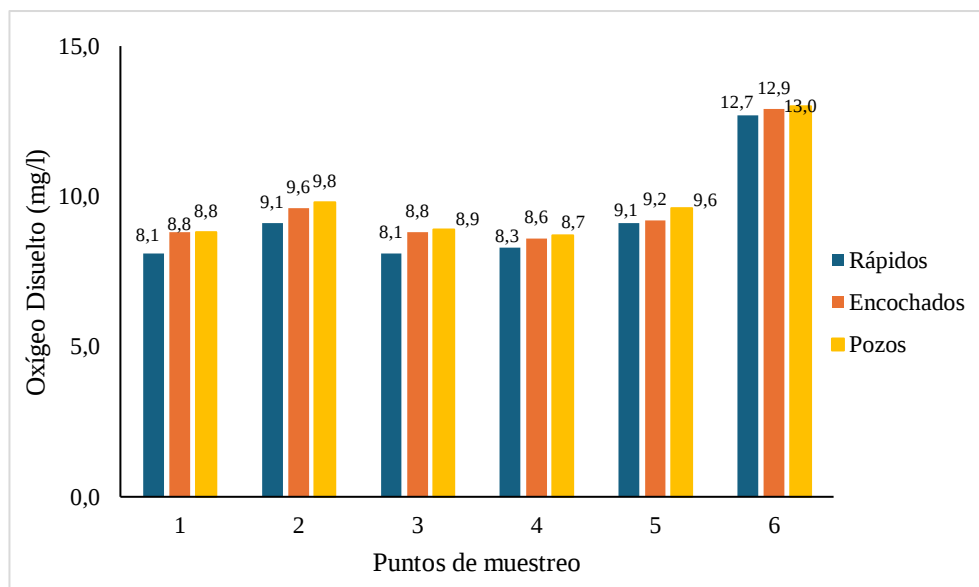
Hábitats	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6
Rápidos	8,1	9,1	8,1	8,3	9,1	12,6
Encochados	8,4	9,6	8,8	8,6	9,2	12,6
Pozos	8,8	9,8	8,9	8,7	9,6	12,7

Nota. La tabla muestra los valores de Oxígeno Disuelto de los 6 puntos tomados en 3 diferentes hábitats.

Estos valores más elevados en pozos y encochados pueden estar relacionados con la mayor retención de materia orgánica y mayor radiación solar directa, lo cual favorece la producción de oxígeno por algas y macrófitas. En contraste, los rápidos tienden a tener una oxigenación más homogénea y acorde a la mezcla aire-agua, representando condiciones más estables. Esta variabilidad en el OD influye directamente en la presencia de macroinvertebrados sensibles o tolerantes, marcando un gradiente ecológico entre tramos más conservados y otros más impactados.

Figura 18

Oxígeno Disuelto (mg/l) del agua por hábitat en cada punto de muestreo



Nota. La gráfica muestra una comparativa de Oxígeno Disuelto de cada hábitat en cada punto de muestreo.

Los niveles de oxígeno disuelto (OD) mostraron una marcada diferencia entre hábitats. En los rápidos, el OD fue adecuado, producto de la turbulencia y la mezcla aire-agua, lo cual favorece la oxigenación constante (Roldán, 1999). Según Prat *et al.* (2009), los macroinvertebrados sensibles requieren concentraciones altas y estables de oxígeno, lo que puede explicar su mayor presencia en rápidos del punto 1. En cambio, los pozos, a pesar de sus altos valores, podrían presentar

mayores fluctuaciones diurnas, que no siempre son captadas durante el muestreo puntual, afectando a largo plazo a la fauna menos tolerante.

4.4.4 Conductividad específica

La conductividad específica del agua mostró un patrón de incremento en los puntos ubicados aguas abajo, especialmente en los puntos 5 y 6, donde se registraron los valores más altos en los tres tipos de hábitats. En los rápidos, la conductividad varió entre 88,2 $\mu\text{S/cm}$ (punto 3) y 119,0 $\mu\text{S/cm}$ (punto 6), indicando una mayor carga iónica en estas zonas. En los hábitats de encochados y pozos, las tendencias fueron similares, alcanzando picos de 120,2 $\mu\text{S/cm}$ y 122,2 $\mu\text{S/cm}$ respectivamente en el punto 6, lo que sugiere acumulación de solutos disueltos posiblemente vinculada a actividades humanas o procesos naturales de lixiviación.

Tabla 16

Conductividad específica del agua por hábitat en cada punto de muestreo

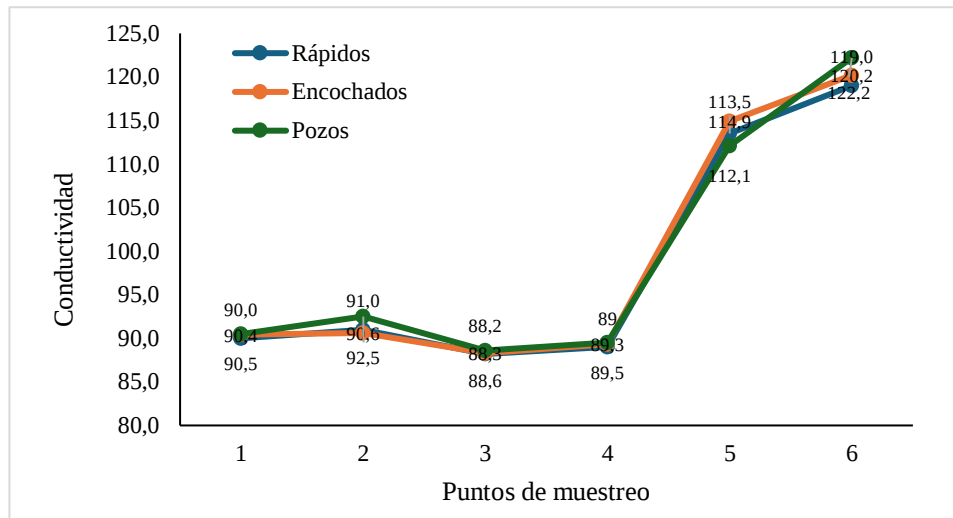
Hábitats	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6
Rápidos	90,0	91,0	88,2	89,0	113,5	119,0
Encochados	90,4	90,6	88,3	89,3	114,9	120,2
Pozos	90,5	92,5	88,6	89,5	112,1	122,2

Nota. La tabla muestra los valores de la conductividad de los 6 puntos tomados en 3 diferentes hábitats.

Los puntos 1 a 4 presentaron conductividades relativamente estables, con variaciones mínimas entre hábitats, manteniéndose entre 88 y 92 $\mu\text{S/cm}$, lo que refleja una baja mineralización y condiciones menos alteradas. Estos valores están dentro de los rangos normales para ecosistemas de montaña con baja influencia antrópica, mientras que los incrementos observados en los puntos 5 y 6 podrían reflejar una mayor presión antrópica, incluyendo presencia de aguas residuales, agricultura o alteraciones del uso del suelo. La conductividad, al ser un parámetro indicador de la presencia de sales disueltas, permite inferir sobre los niveles de alteración química del ecosistema acuático del río Tahuando (Samboni et al., 2007).

Figura 19

Conductividad específica del agua por hábitat en cada punto de muestreo



Nota. La gráfica muestra una comparativa de Conductividad específica de cada hábitat en cada punto de muestreo.

La conductividad específica mostró un patrón claro de aumento progresivo desde los puntos altos hasta los bajos del río. Este comportamiento es indicativo de acumulación de solutos y sales disueltas, lo cual suele estar asociado a la actividad humana, especialmente en áreas de expansión urbana o agrícola, como lo describen García (2020) y Farinango (2023) para la cuenca del Tahuando. Los valores superiores a $120 \mu\text{S/cm}$ en los puntos 5 y 6 sugieren una mayor presión antrópica, posiblemente por la presencia de aguas residuales, lixiviados o uso de fertilizantes.

Estos resultados coinciden con lo propuesto por Benavides (2023), quien señala que la baja capacidad de escurrimiento del río en ciertos tramos facilita la acumulación de contaminantes disueltos. En términos ecológicos, esta mayor conductividad puede tener efectos negativos sobre los macroinvertebrados más sensibles, ya que altera el equilibrio osmótico y afecta funciones vitales. Así, el incremento de la conductividad en los tramos bajos no solo evidencia una alteración química del ecosistema, sino también un riesgo para la integridad ecológica del río.

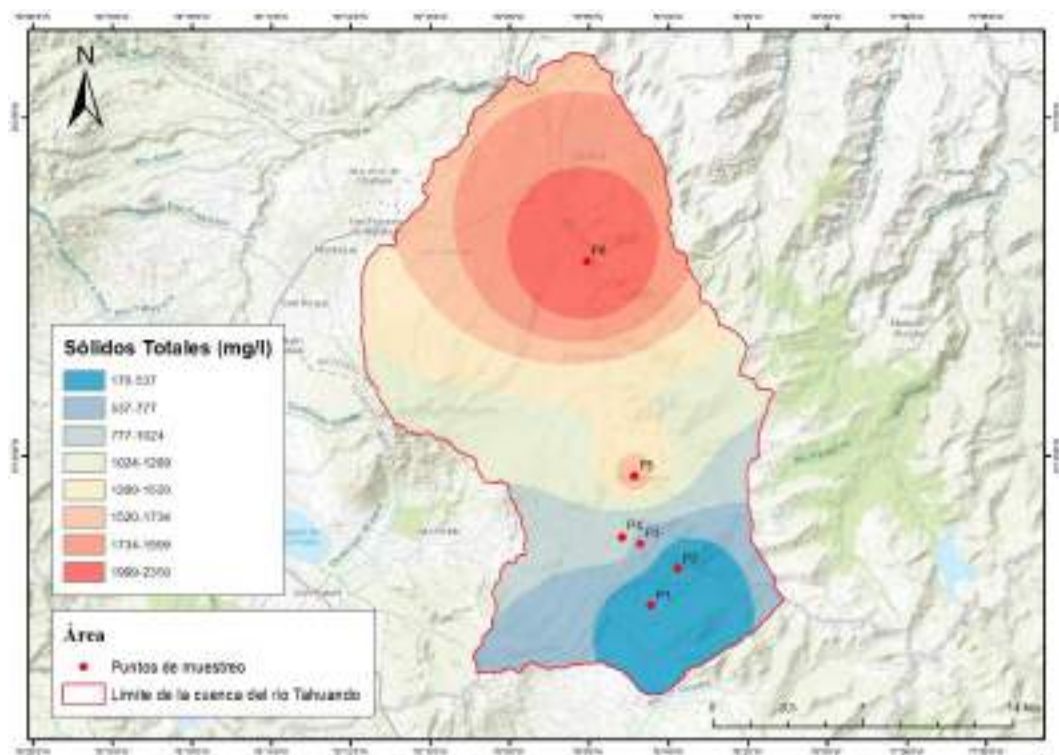
4.4.5 Sólidos Totales y Suspendidos

4.4.5.1 Concentración de Sólidos Totales

Los valores de sólidos totales en los seis puntos de muestreo muestran un claro gradiente ascendente a lo largo del río, representado en el mapa mediante una transición de colores desde azul hasta rojo. Los primeros puntos presentan concentraciones relativamente bajas (170 a 250 mg/L), ubicándose en las gamas azul y verde del mapa. Sin embargo, a partir del punto 3 se observa un incremento significativo, superando los 640 mg/L, y alcanzando los valores más altos en los puntos 5 y 6 (1670 y 2350 mg/L respectivamente), los cuales aparecen en las gamas más cálidas (anaranjado a rojo). Esta distribución espacial sugiere un aumento progresivo de la carga de sólidos en suspensión posiblemente relacionado con actividades humanas e incrementos en la escorrentía superficial.

Figura 20

Mapa del nivel de concentración de Sólidos Totales (ppm)



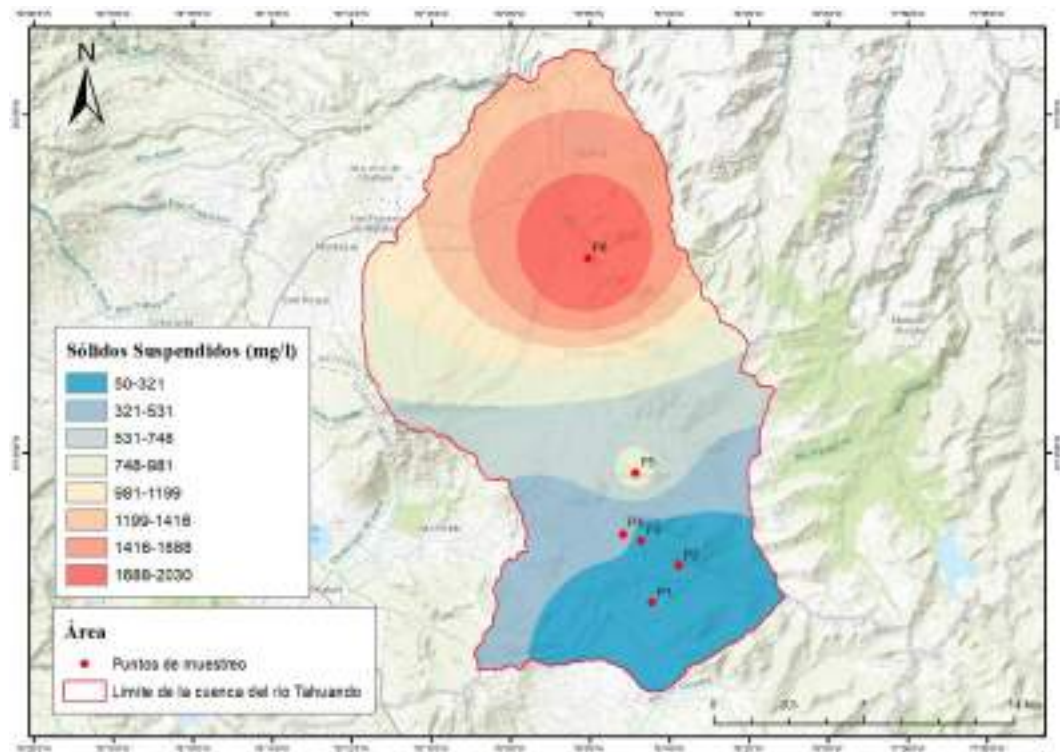
Nota. El mapa muestra el nivel de concentración de Sólidos Totales en cada punto de muestreo.

4.4.5.2 Concentración de Sólidos Suspendidos

En cuanto a los sólidos suspendidos, el patrón espacial también revela una acumulación creciente a lo largo del eje fluvial. Los primeros dos puntos muestran concentraciones moderadas (50 a 80 mg/L), representadas por los tonos azules en el mapa. A partir del punto 3, los valores aumentan rápidamente y se sitúan en rangos más elevados, alcanzando hasta 2030 mg/L en el último punto. Este valor se encuentra dentro del rango más alto de la escala (rojo intenso), indicando una fuerte presencia de partículas en suspensión, posiblemente debido a erosión, descargas o alteraciones del cauce en los tramos inferiores del río (Soriano-Hernández et al., 2017).

Figura 21

Mapa del nivel de concentración de Sólidos Suspendidos(ppm)



Nota. El mapa muestra el nivel de concentración de Sólidos Suspendidos en cada punto de muestreo.

4.4.6 Análisis de Contaminación Orgánica: DBO5 y Coliformes

Totales

Los resultados de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO5) revelaron un patrón claro de contaminación orgánica creciente hacia los puntos medios e inferiores del río Tahuando. El Punto 1 presentó un valor de 9,8 mg/l, que ya sugiere presencia moderada de materia orgánica. Los Puntos 2, 3 y 4 registraron concentraciones menores a 1 mg/l, lo cual indica aguas bien oxigenadas y con baja carga orgánica biodegradable. Sin embargo, en el Punto 5 se registró un valor crítico de 92,0 mg/l, y en el Punto 6 de 27,0 mg/l, lo que evidencia un aporte significativo de materia orgánica, probablemente por descargas domésticas y agrícolas no tratadas, superando ampliamente el límite de 6 mg/l propuesto por Rodríguez et al. (2020) para aguas superficiales saludables.

En cuanto a coliformes totales, se detectó una carga extremadamente alta en los puntos extremos del río. El Punto 1 arrojó 8×10^6 NMP/100 ml, y los Puntos 5 y 6 presentaron cifras alarmantes: $1,7 \times 10^9$ y $2,3 \times 10^8$ NMP/100 ml, respectivamente. Estos valores exceden ampliamente el límite de calidad establecido por la norma ecuatoriana NTE INEN 1108:2020 para Consumo Humano (<1000 NMP/100 ml), lo que confirma una severa contaminación fecal. Por el contrario, los Puntos 2, 3 y 4 mostraron niveles más bajos (entre 1200 y 4700 NMP/100 ml), aunque aún fuera del rango aceptable, lo cual refleja una contaminación difusa pero menos crítica. Estos resultados sugieren que los tramos medios e inferiores del río están severamente impactados por actividades antrópicas, lo cual tiene implicaciones directas sobre la salud del ecosistema y el riesgo sanitario para las poblaciones humanas cercanas.

Tabla 17

Concentraciones de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5) y Coliformes

Totales por Punto de Muestreo

Parámetro	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6
Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO 5 (mg/l)	9,8	<1	<1	<1	92,0	27,0
Rec. Coliformes Totales	8×10^6	1200	4700	4000	$1,7 \times 10^9$	$2,3 \times 10^8$

4.5 Evaluación de la calidad ecológica del agua

4.5.1 *Riqueza y abundancia de los macroinvertebrados acuáticos*

4.5.1.1 *Composición y dominancia taxonómica*

Durante el monitoreo se identificaron un total de 33 familias de macroinvertebrados acuáticos distribuidas en los seis puntos de muestreo (Tabla 18). La riqueza y abundancia variaron significativamente entre puntos, reflejando diferencias en las condiciones ambientales y en el grado de presión antrópica. El Punto 4 registró la mayor abundancia total (297 individuos) y la mayor riqueza específica, con la presencia de grupos tanto sensibles como tolerantes a la contaminación, destacándose la numerosa presencia de Secernentea y Chironomidae, pero también de Leptophlebiidae y Simuliidae, lo cual sugiere una mezcla de condiciones perturbadas y elementos de hábitats conservados. En contraste, el Punto 1 presentó la menor abundancia total (60 individuos), aunque con una notable representación de familias sensibles como Philopotamidae, Perlidae, Hydrobiosidae y Leptophlebiidae, lo que podría relacionarse con mejores condiciones ambientales y menor perturbación local.

El Punto 2, con 180 individuos, estuvo dominado por Hyalellidae, que representó más del 68% del total, y mostró una baja diversidad estructural. La presencia de familias tolerantes como Oligochaeta y Secernentea también sugiere un estado ecológico intermedio. El Punto 3 mostró una mayor heterogeneidad con 13 familias, incluyendo organismos sensibles como Leptoceridae y Baetidae, pero también con aporte significativo de taxones tolerantes. Los Puntos 5 y 6 estuvieron dominados casi exclusivamente por familias mediana y altamente tolerantes como Physidae, Tubificidae, Oligochaeta y Secernentea, lo que indica una baja calidad del hábitat y posibles efectos de contaminación orgánica y presión antrópica. A pesar de la alta abundancia registrada en estos puntos (193 y 223 individuos, respectivamente), su composición es indicadora de degradación (Encalada et al., 2019).

Tabla 19*Taxones y abundancia de macroinvertebrados recolectados*

Familia	Abundancia	Punto	BMWP- Col	AAMBI	ABI
		1, 2, 3, 4, 5,			
Hyaellidae	310	6	7	6	6
Dytiscidae	1	1	9	3	3
Corixidae	1	1	7	5	5
Planariidae	66	1, 3, 4, 5, 6	7	5	5
Stratiomyidae	2	1	4	4	4
Elmidae	14	1, 3, 4, 5	6	5	5
Perlidae	2	1	10	10	4
Pyrallidae	1	1	5	3	3
Tubificidae	76	1, 3, 4, 5, 6	1	1	1
leptophlebiidae	30	1, 4	9	10	10
Aeshnidae	34	1, 3, 5, 6	6	6	6
Ceratopogonidae	4	1, 4	3	4	4
Ptilodactylidae	15	1, 2, 4, 6	10	5	5
Chironomidae	54	1, 2, 3, 4, 6	2	2	2
Philopotamidae	3	1	9	8	8
Tipulidae	13	1	3	5	5
Hydrobiosidae	2	1	9	8	8
Scirtidae	2	1	7	5	5
Dugesidae	23	1, 4, 5		3	1
Baetidae	32	2, 3, 4, 6	7	4	4
Psephenidae	9	2, 3	10	5	5
Oligochaeta	44	2, 6	1	2	1
Tabanidae	4	2	5	4	4
Sphaeriidae	16	2, 3	4	3	3
Hydropsychidae	2	2	7	5	5
Secernentea	114	2, 3, 4, 5, 6	1	1	1
Physidae	165	3, 5, 6	3	3	3
Leptoceridae	14	3, 6	8	8	8
Hirudinea	1	3		3	3
Simuliidae	22	4, 6	8	5	5
Ephemeraidae	1	5	9	6	6

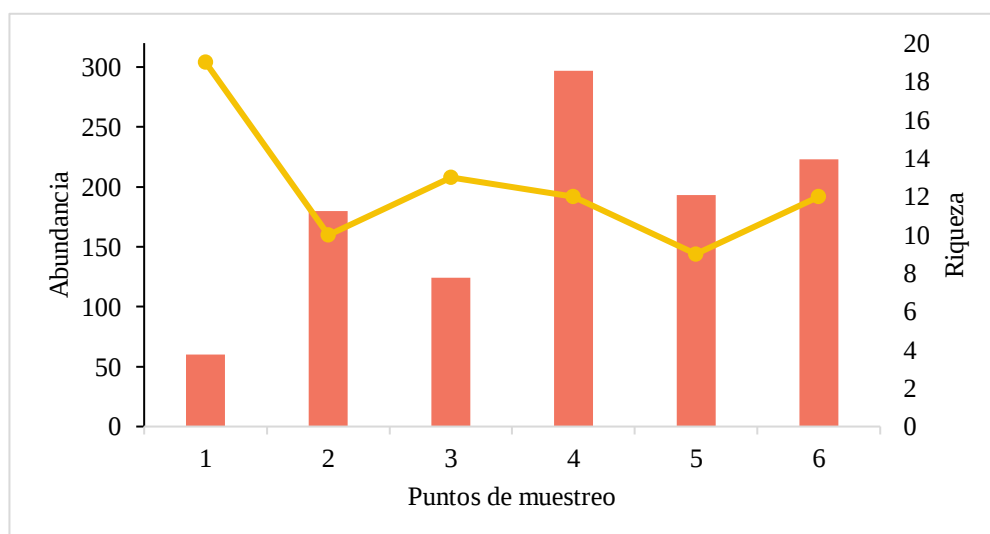
La composición y dominancia taxonómica observadas en los seis puntos del río Tahuando reflejan un gradiente de perturbación ambiental, donde las familias sensibles a la contaminación se limitan a sectores con menor presión antrópica, mientras que las tolerantes predominan en zonas degradadas. El Punto 1, con menor

abundancia, pero presencia destacada de familias bioindicadoras como Philopotamidae y Hydrobiosidae, evidencia condiciones ecológicas favorables, coincidiendo con Ríos-Touma *et al.* (2017), quienes señalan que estas familias están asociadas a hábitats oxigenados y poco alterados. En cambio, los Puntos 5 y 6 estuvieron dominados por Physidae y Tubificidae lo cual indica una pérdida de calidad ambiental, atribuible a contaminación orgánica y uso intensivo del suelo en las zonas adyacentes (Roldán, 2003; Encalada *et al.*, 2019). A pesar de su alta abundancia, la dominancia de estos grupos refleja ecosistemas empobrecidos funcional y estructuralmente.

La mezcla de familias sensibles y tolerantes en puntos como el 4 y el 3 revela un estado ecológico transicional, donde aún persisten condiciones estructurales que permiten el ingreso de taxones sensibles, aunque con creciente presión antrópica. En este sentido, la dominancia de Hyalellidae en el Punto 2, acompañada de organismos tolerantes, confirma lo expuesto por Encalada *et al.* (2019), quienes destacan que ciertos grupos pueden interactuar en ambientes intermedios donde la calidad del hábitat ha sido alterada, pero no completamente degradada.

Figura 22

Diversidad biológica de cada punto de muestreo



Nota. La gráfica muestra una comparativa entre la abundancia y riqueza de cada punto de muestreo.

4.6 Análisis de índices biológicos

4.6.1 Índice BMWP-Col

Los resultados del índice BMWP-Col evidenciaron un gradiente claro de deterioro en la calidad ecológica del agua del río Tahuando, desde tramos con mejor calidad hacia zonas más impactadas. El punto 1 alcanzó el valor más alto (114), indicando una calidad buena, con presencia notable de familias sensibles como Perlidae y Leptophlebiidae, que reflejan aguas limpias y poco alteradas. Esta puntuación es consistente con una mayor heterogeneidad del hábitat y menor presión antrópica, condiciones que favorecen a los macroinvertebrados más exigentes.

En contraste, los puntos 2, 4, 5 y 6 se ubicaron dentro de la categoría de calidad dudosa, con puntajes entre 39 y 60. En estos sitios, la comunidad estuvo dominada por familias más tolerantes como Tubificidae, Chironomidae u Oligochaeta, lo que sugiere una pérdida de calidad y simplificación del ecosistema. El punto 3, aunque presentó una menor diversidad, logró alcanzar una clasificación aceptable (61), debido a la persistencia de algunos taxones bioindicadores. Estos hallazgos coinciden con lo señalado por Roldán-Pérez et al. (2016), quienes destacan que la disminución del BMWP-Col está asociada a procesos de contaminación orgánica, pérdida de vegetación ribereña y modificaciones en el hábitat fluvial.

Tabla 18

Calidad del agua mediante el uso del índice biológico BMWP-Col

Punto	Puntaje BMWP-Col	Categoría de calidad ecológica
1	114	Buena
2	53	Dudosa
3	61	Aceptable
4	60	Dudosa
5	39	Dudosa
6	57	Dudosa

Nota. Se presenta la calidad ecológica de cada punto de muestreo.

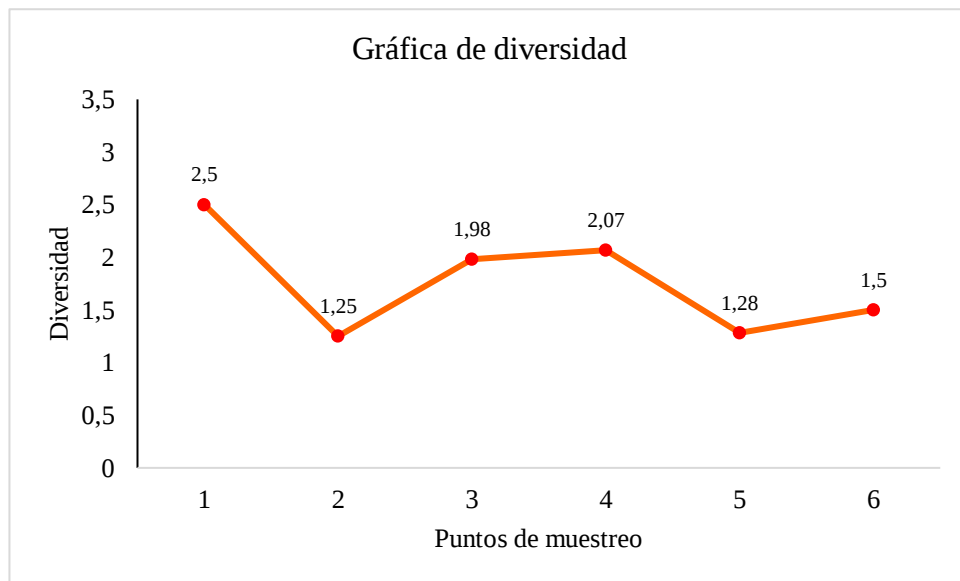
El índice BMWP-Col reveló una clara variación en la calidad del agua a lo largo del río Tahuando, lo que refleja las condiciones ecológicas particulares de cada tramo. El valor más alto en el Punto 1 sugiere la presencia de una comunidad bentónica bien estructurada, con familias indicadoras de buena calidad del agua. Según Roldán (2003), valores altos de este índice indican sistemas lóticos con bajo impacto antrópico y condiciones físicas estables. En contraste, los valores bajos obtenidos en los puntos 2, 4, 5 y 6 reflejan un predominio de taxones tolerantes y baja diversidad, indicadores de ambientes alterados y contaminados. Esta disminución puede atribuirse a presiones antrópicas acumulativas como descarga de aguas residuales, pérdida de cobertura vegetal y cambios en la estructura del cauce.

4.6.2 *Diversidad de Shannon*

La diversidad de macroinvertebrados acuáticos evaluada mediante el índice de Shannon mostró un patrón decreciente desde las cabeceras hacia los tramos medios y bajos del río Tahuando. El punto 1 registró el valor más alto (2,50), lo que indica una comunidad más equilibrada, con mayor heterogeneidad ecológica y proporciones más equitativas entre las familias presentes. En contraste, los puntos 2, 3, 5 y 6 presentaron valores bajos (entre 1,25 y 1,50), reflejando comunidades biológicas dominadas por pocas familias, con menor equidad y diversidad estructural. El punto 4 alcanzó un valor intermedio (2,07) como se muestra en la figura 20, evidenciando una diversidad media. Este patrón de disminución de la diversidad aguas abajo sugiere un aumento progresivo de las condiciones ambientales restrictivas para especies sensibles, posiblemente relacionadas con perturbaciones antrópicas y la degradación del hábitat.

Figura 23

Curva de diversidad de Shannon



Nota. La figura muestra la diversidad de macroinvertebrados en cada punto de muestreo según el índice de Shannon, evidenciando variaciones entre diversidad media y baja.

Los valores del índice de Shannon en el río Tahuando mostraron un patrón de disminución desde cabecera hacia los tramos medios e inferiores, evidenciando una pérdida de heterogeneidad ecológica. De acuerdo con Ramírez & Gutiérrez-Fonseca (2014), una alta diversidad implica no solo mayor riqueza, sino también un equilibrio en la abundancia de las especies, lo cual se pierde en ambientes estresados o degradados. En el caso del Tahuando, los valores más bajos en puntos medios e inferiores indican una dominancia de pocas familias adaptadas a condiciones perturbadas, lo que sugiere una reducción de la calidad del hábitat, posiblemente asociada con alteraciones hidromorfológicas y aumento de presiones humanas como agricultura o urbanización.

4.6.3 Índice AAMBI e Índice de Integridad Ecológica (IIE)

Los resultados del índice AAMBI evidencian un gradiente claro de calidad biológica en el río Tahuando. El Punto 1 destacó con una calidad muy buena, gracias a la presencia de familias sensibles como Leptophlebiidae, Philopotamidae y Perlidae, bioindicadores clave de ambientes bien conservados. En contraste, los Puntos 2, 3, 4 y 6 obtuvieron puntajes dentro de la categoría regular, mostrando una

mezcla de familias tolerantes e intermedias como Baetidae, Physidae, Chironomidae o Oligochaeta. El Punto 5 presentó el valor más bajo, clasificando como mala calidad, reflejo de una comunidad dominada por macroinvertebrados altamente tolerantes a la contaminación, con escasa presencia de especies indicadoras de buena salud ecológica.

Tabla 20

Calidad del agua mediante el uso del índice biológico AAMBI

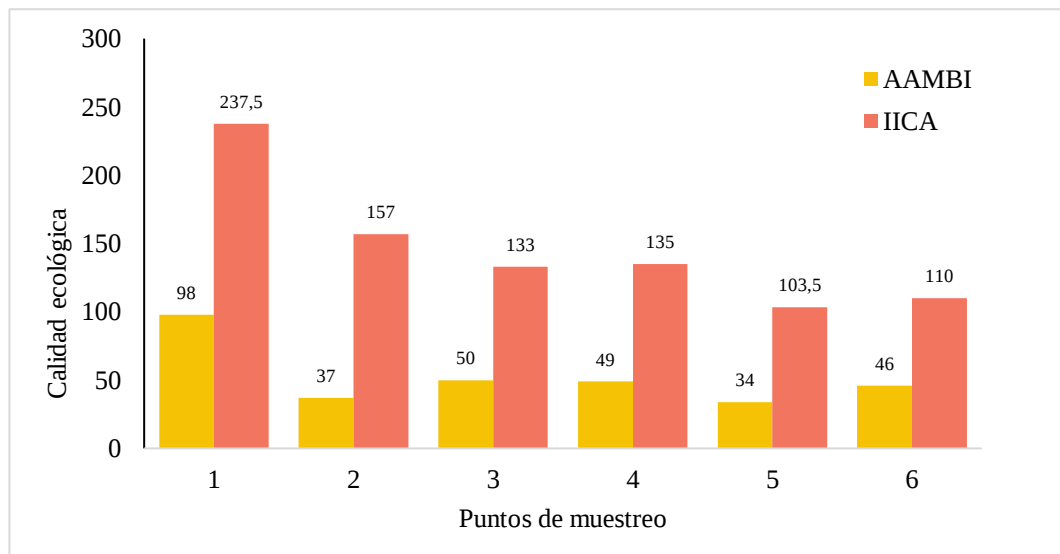
Puntos de muestreo	AAMBI	Categoría AAMBI	IICA	IIE	Categoría IIE
1	98	Muy buena	237,5	237,5	Muy bueno
2	37	Regular	157	157	Regular
3	50	Regular	133	183	Regular
4	49	Regular	135	135	Regular
5	34	Mala	103,5	103,5	Malo
6	46	Regular	110	110	Malo

Nota. Se presenta la calidad ecológica de cada punto de muestreo.

Al combinar la calidad biológica (AAMBI) con el estado del hábitat (IHF + QBR) y la presión humana (IPA), el Índice de Integridad Ecológica proporciona una visión amplia. El Punto 1 alcanzó el valor más alto (237,5), evidenciando un ecosistema bien estructurado, con vegetación ribereña presente, bajo nivel de intervención y diversidad biológica. Por otro lado, el Punto 5 y el Punto 6 mostraron los valores más bajos (103,5 y 110, respectivamente), consecuencia de la degradación del canal, cobertura vegetal ausente o escasa, y fuertes presiones antrópicas. Los Puntos 2, 3 y 4 se ubicaron en un estado intermedio de integridad ecológica, donde se evidencia cierto balance entre condiciones naturales y niveles moderados de impacto humano, aunque con tendencias al deterioro (Encalada et al., 2019).

Figura 24

Índice AAMBI e Índice de Integridad Ecológica (IIE)



Nota. Esta gráfica muestra los resultados combinados del Índice AAMBI, que evalúa la calidad del agua a partir de macroinvertebrados acuáticos, y del Índice de Integridad Ecológica (IIE), que integra la calidad biológica, del hábitat y las presiones humanas.

El índice AAMBI evidenció una gradiente ecológica claro, coincidiendo con lo reportado por Ríos-Touma *et al.* (2017), quienes señalan que este índice es especialmente sensible a la pérdida de hábitat natural y a las alteraciones físicas y químicas del río. El Punto 1, con una alta presencia de familias sensibles, evidenció un ecosistema bien conservado. Por otro lado, los valores regulares y malos de los demás puntos reflejan comunidades dominadas por macroinvertebrados resistentes, como Oligochaeta o Chironomidae, lo cual indica una pérdida de calidad biológica. Al integrar estos resultados con los componentes físicos y de presión antrópica, el Índice de Integridad Ecológica (IIE) ofreció un panorama integral que mostró cómo el deterioro progresivo del hábitat y el incremento de las presiones humanas impactan negativamente la salud del ecosistema fluvial.

4.6.4 Índice ABI e Índice da calidad de aguas

Los resultados del índice ABI revelan variaciones en la composición de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo del gradiente del río. El Punto 1 obtuvo la mejor calificación 6 (moderada), con una comunidad relativamente equilibrada que incluyó cuatro familias poco tolerantes (azul) como se muestra en la figura 21

y una buena representación de categorías intermedias. Esto sugiere que, a pesar de algunas presiones sobre la vegetación de ribera, el canal aún ofrece condiciones estructurales y microhábitats adecuados para especies sensibles como Leptophlebiidae y Philopotamidae.

En los Puntos 2 y 3, que también alcanzaron una categoría moderada, la composición comunitaria mostró un aumento en la proporción de familias muy tolerantes a la contaminación (naranja). En el Punto 2, por ejemplo, Hyalellidae y Secernentea dominaron la muestra, lo que indica presiones antrópicas más marcadas y menor calidad estructural. El Punto 3 mostró una mezcla de grupos sensibles y tolerantes, pero la abundancia relativa de especies adaptadas a ambientes alterados redujo su puntuación general.

Por el contrario, los Puntos 4, 5 y 6 se clasificaron como de mala calidad (3-4), caracterizados por la alta proporción de familias muy tolerantes y escasa representación de organismos sensibles. En particular, el Punto 6 presentó cinco familias muy tolerantes, lo que, junto con la pobre estructura física del canal, incluyendo pérdida de vegetación ribereña y canal artificial, confirma un estado ecológico degradado. En todos estos casos, el índice ABI capturó la influencia combinada de factores biológicos y físicos, destacando su utilidad como herramienta integral para evaluar la salud de ecosistemas acuáticos andinos.

Figura 25

Análisis de la calidad ecológica mediante el uso del índice biológico (ABI) e hidromorfológicos

CALIDAD	CALIDAD BIOLÓGICA (ABI)					
		Calidad excelente	Calidad buena	Calidad moderada	Calidad mala	Calidad pésima
	35-40	Punto 1				
	30-35		Punto 2			
	20-28			Punto 3		

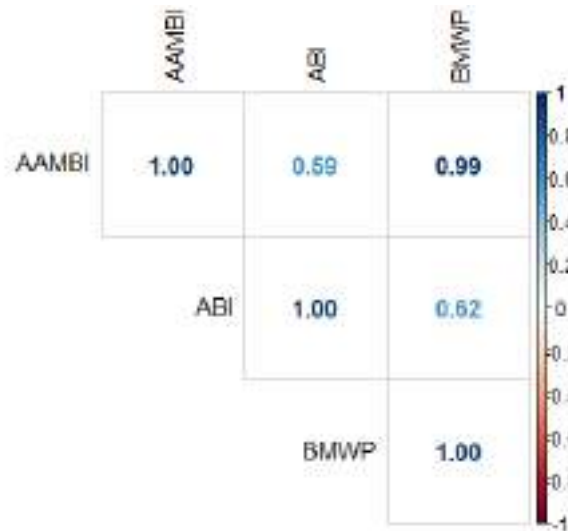
				Punto 4		
	10-20				Punto 5 Punto 6	
	0-10					

La figura muestra la calidad ecológica del río en función al índice ABI, se aprecia que el punto 1 presenta una calidad hidromorfológica de 35 puntos, por otro lado, el punto 2 presentó un total de 30 puntos mostrando una calidad buena, los puntos 3 y 4 presentaron un total de 27 y 24 respectivamente lo que equivale una calidad moderada, por último, los puntos 5 y 6 evidenciaron una calidad mala al presentar 19 y 16 puntos respectivamente.

El índice ABI permitió identificar diferencias notables en la calidad ecológica del río a través del análisis de la comunidad de macroinvertebrados, ponderando su sensibilidad a la contaminación en relación con las condiciones físicas del canal. Los resultados concuerdan con lo señalado por Acosta *et al.* (2019), quienes destacan que este índice capta no solo la diversidad, sino también la tolerancia ecológica de las especies frente a factores antrópicos. Así, los puntos 1 a 3, aunque moderados, reflejan una estructura ecológica con cierto grado de funcionalidad, mientras que los puntos 4, 5 y 6 evidencian un claro deterioro del canal y dominancia de taxones muy tolerantes. La disminución de la vegetación de ribera, la presencia de estructuras artificiales y la pérdida de heterogeneidad del hábitat contribuyen a esta degradación, reflejando cómo los impactos acumulados reducen la resiliencia del ecosistema (Encalada et al., 2011).

Figura 26

Matriz de correlación entre los índices bióticos AAMBI, ABI y BMWP-Col



El gráfico presenta las correlaciones entre tres índices comúnmente utilizados para evaluar la calidad ecológica del agua en sistemas andinos: AAMBI, ABI y BMWP-Col. Se observa una correlación casi perfecta entre AAMBI y BMWP-Col (0.99), lo cual evidencia que ambos índices responden de forma muy similar a los cambios en la composición de macroinvertebrados acuáticos, ya que ambos asignan puntajes basados en la sensibilidad a la contaminación. En contraste, las correlaciones de AAMBI con ABI (0.59) y de ABI con BMWP-Col (0.62) fueron moderadas, reflejando que el índice ABI incorpora también aspectos físicos y ribereños del hábitat que pueden no coincidir directamente con la estructura biológica.

Dado que el AAMBI mantiene una correlación alta con ambos índices y además fue desarrollado específicamente para ecosistemas altoandinos y amazónicos (Ríos-Touma *et al.*, 2017), se posiciona como el índice indicado y sensible para evaluar la calidad ecológica en la cuenca del río Tahuando. Su capacidad para reflejar tanto el estado biológico como su relación con presiones ambientales lo convierte en una herramienta ideal para estudios que buscan interpretar la salud del ecosistema desde una perspectiva ecológica.

4.7 Rasgos funcionales de los macroinvertebrados

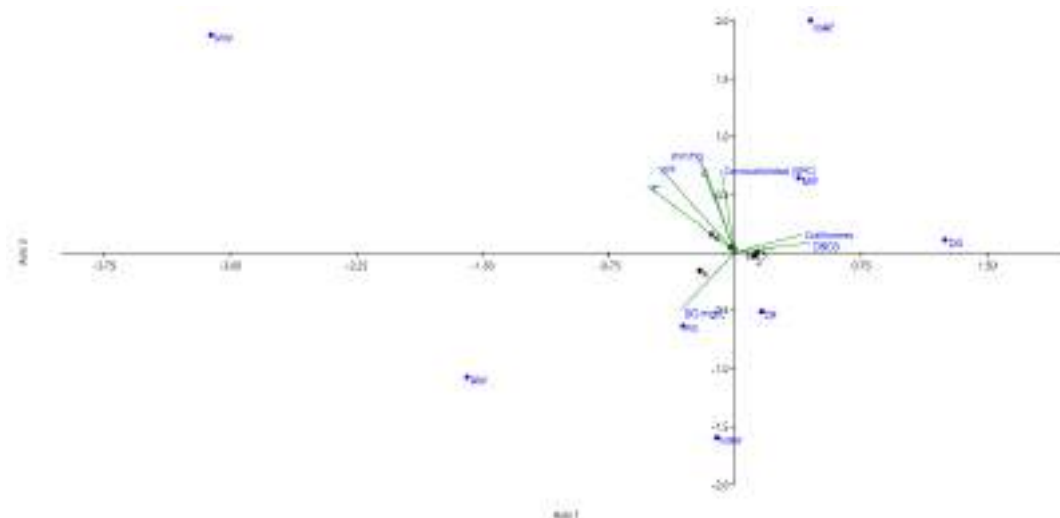
El análisis de rasgos funcionales de macroinvertebrados acuáticos permitió identificar patrones ecológicos en las comunidades de cada punto de muestreo. En total se evaluaron siete rasgos: gremio trófico, hábitos alimenticios, forma del cuerpo, tipo de respiración, movilidad y fijación al sustrato, flexibilidad corporal y tamaño máximo del cuerpo. Cada familia identificada fue calificada en una escala de 0 a 5 según su afinidad con cada rasgo, siguiendo una matriz Trujillo *et al.* (2022), la cual se presenta en el Anexo 5 – Anexo 11.

Los resultados mostraron variaciones entre los puntos de muestreo. Por ejemplo, en zonas menos intervenidas se registró una mayor representación de rasgos asociados a organismos filtradores, cuerpos aplanados, respiración tegumentaria o branquial, así como movilidad activa y tamaños corporales medianos a grandes, lo que sugiere una estructura funcional más diversa y adaptada a condiciones ambientales complejas. En contraste, los sitios con mayor perturbación presentaron mayor abundancia de rasgos oportunistas, como respiración aérea, tamaño corporal reducido, cuerpo cilíndrico y bajo grado de movilidad, indicando comunidades dominadas por organismos tolerantes a condiciones de estrés ambiental.

4.7.1 Gremio trófico

Figura 27

CCA de Gremio trófico y variables ambientales

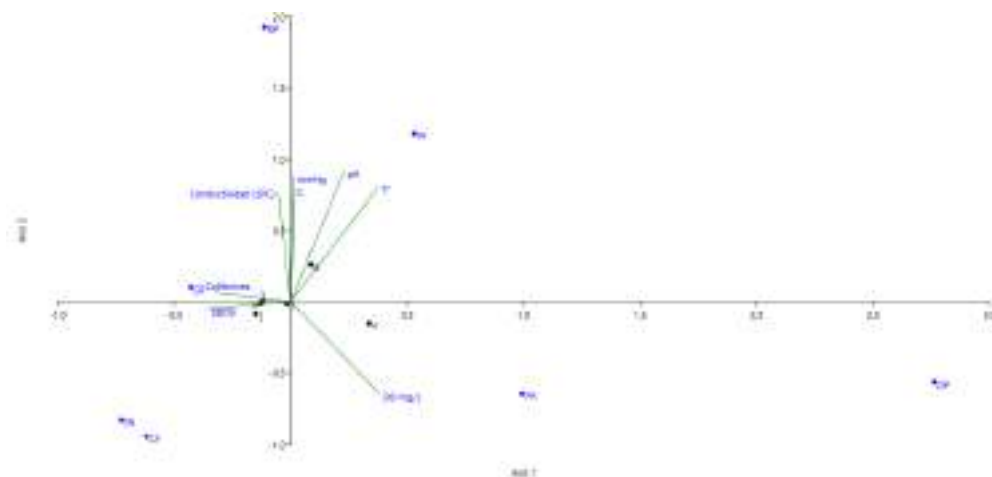


En el análisis del gremio trófico, se observó una clara diferenciación en la distribución de los grupos funcionales de los macroinvertebrados según las condiciones ambientales presentes en los puntos de muestreo. Los recolectores y fragmentadores mostraron una mayor afinidad con sitios que presentaban mayor cantidad de materia orgánica, como hojarasca y sedimentos finos, especialmente en zonas de menor velocidad del agua. Esto sugiere que estos gremios se ven favorecidos en hábitats con mayores acumulaciones de detritos, probablemente debido a una mayor cobertura vegetal en la ribera o una conectividad restringida que permite la retención de materia orgánica.

Por otro lado, los predadores y raspadores se asociaron más con ambientes bien oxigenados y con mayores velocidades de flujo, como los rápidos, donde la mayor turbulencia del agua permite una oxigenación constante y presencia de superficies rocosas, ideales para el desarrollo de algas perifíticas que sirven de alimento. Asimismo, los filtradores se vincularon con sitios donde la conductividad era moderadamente alta, lo cual podría reflejar una mayor disponibilidad de partículas en suspensión, facilitando su alimentación. Estos resultados coinciden con lo planteado por Rojas et al. (2020), quienes indican que los gremios tróficos

4.7.2 Hábitos alimenticios

CCA de Hábitos alimenticios y variables ambientales



57

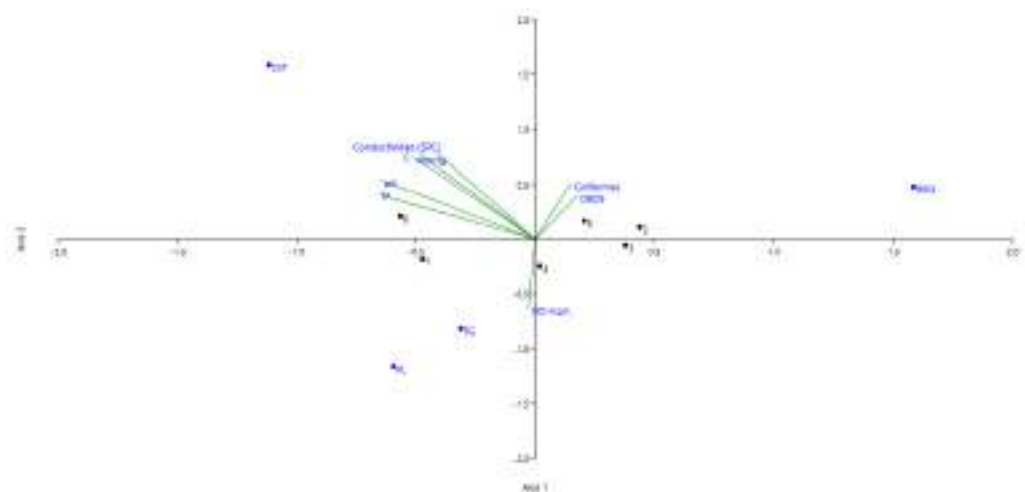
menor carga orgánica. En cambio, los hábitos perforador y parásito mostraron una fuerte vinculación con elevadas concentraciones de coliformes, lo que sugiere que estos grupos prosperan en áreas con alta materia orgánica y condiciones potencialmente eutrofizadas, una situación que ya ha sido señalada por Ríos-Touma et al. (2014) en ambientes alterados de la región andina.

Por otro lado, hábitos como los colectores-filtradores y trituradores se mostraron inversamente asociados a estos gradientes de alteración, posiblemente por su sensibilidad a ambientes contaminados o con exceso de nutrientes. Los raspadores, en cambio, se relacionaron con valores elevados de pH y conductividad, lo que podría estar relacionado con la disponibilidad de biofilm sobre superficies duras, como afirman Merritt et al. (2008), donde estos organismos cumplen un rol clave en la remoción de algas y detritos adheridos. Finalmente, los colectores-recolectores se ubicaron en una zona intermedia del espacio canónico, con preferencia por condiciones menos impactadas por carga orgánica, sugiriendo una tolerancia moderada a la alteración. En conjunto, estos patrones funcionales refuerzan la utilidad de los hábitos alimenticios como indicadores sensibles a la calidad del ecosistema acuático y reflejan la influencia directa de las variables ambientales sobre la estructura funcional de la comunidad.

4.7.3 Respiración

Figura 29

CCA de Respiración y variables ambientales



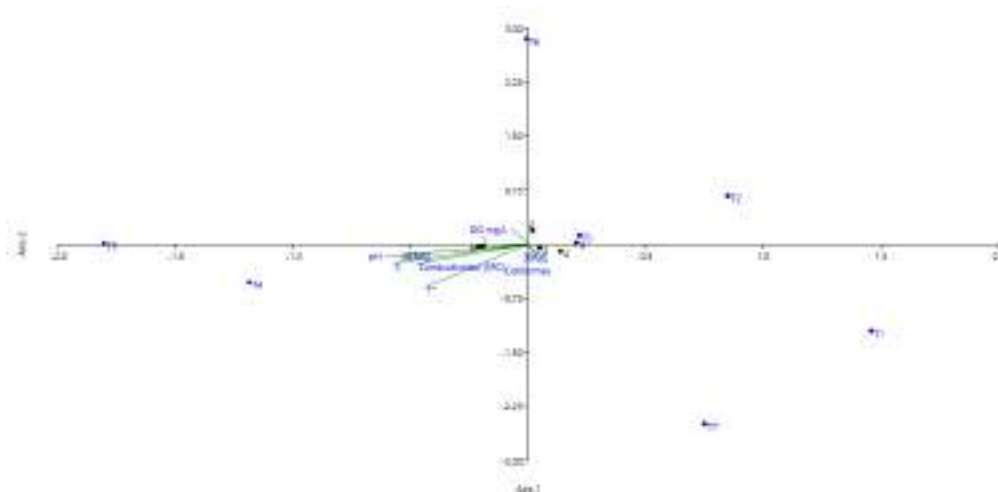
En el análisis de correspondencia canónica (CCA) aplicado al rasgo funcional “Respiración”, se observa que las características branquias y estigma tienen mayor representación en la variación total, siendo las que más se destacan. Las branquias se ubican en una posición claramente separada del resto, indicando su predominancia en sitios con mejores condiciones oxigenadas. En cambio, el estigma se orienta en dirección opuesta, lo cual puede reflejar una relación con sitios donde los organismos deben adaptarse a condiciones más variables o incluso a aguas con menor contenido de oxígeno disuelto. El plastrón, por otro lado, aparece altamente correlacionado con una dimensión distinta, lo cual sugiere que se trata de una estrategia de respiración más especializada, probablemente asociada a ambientes con baja renovación del agua.

Respecto a las variables ambientales, las branquias tienden a coincidir con sitios que presentan temperaturas moderadas y una mejor oxigenación, lo cual concuerda con el hecho de que este tipo de respiración es típica de ambientes fluviales con buena calidad de agua. En contraste, los estigmas y el tegumento se relacionan negativamente con el pH y el oxígeno disuelto, y más cercanamente con variables como coliformes y demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), sugiriendo una posible afinidad por hábitats más alterados o con mayores niveles de materia orgánica. Finalmente, el plastrón, con su alta carga positiva en el tercer componente, parece vincularse con ambientes de mayor presión parcial (mmHg) y conductividad, lo que podría reflejar condiciones más lentas, cálidas o contaminadas, donde esta estrategia de respiración resulta ventajosa (Rojas et al., 2020).

4.7.4 Tamaño corporal máximo (mm)

Figura 30

CCA de Tamaño corporal máximo (mm) y variables ambientales



La distribución de los rasgos funcionales del tamaño corporal máximo de los macroinvertebrados revela una clara diferenciación entre clases. Las categorías T1 (<2,5 mm) y T2 (2,5–5 mm) presentan los mayores valores hacia la derecha del espacio multivariado, lo que indica que estos tamaños corporales pequeños predominan en ambientes menos impactados, posiblemente asociados con condiciones de temperatura y oxígeno más estables. Por otro lado, los tamaños intermedios como T3 (5–10 mm) y T4 (10–20 mm) se encuentran más centrados en el espacio multivariado, lo cual sugiere una distribución más generalista o adaptable a una gama más amplia de condiciones ambientales. Las clases T5 (20–40 mm) y T6 (40–80 mm) tienden a desplazarse hacia condiciones específicas de conductividad y presión atmosférica, y finalmente, T7 (>80 mm), aunque menos frecuente, muestra afinidad con áreas más alteradas.

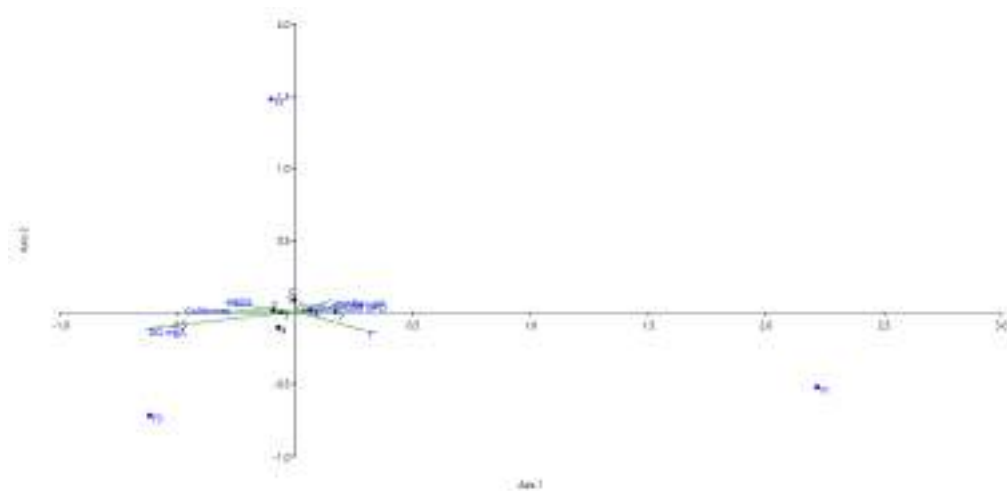
En cuanto a las asociaciones con las variables ambientales, se observa que los organismos con menor tamaño (T1 y T2) están más alejados de valores elevados de coliformes, demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) y conductividad, lo que sugiere que prefieren condiciones de mejor calidad del agua. En contraste, los organismos de tamaño grande como T7 y T6 se ubican cercanos a estos parámetros, particularmente a DBO5 y coliformes, lo que puede indicar mayor tolerancia a

ambientes eutrofizados o con carga orgánica significativa. Este patrón concuerda con estudios como los de Tomanova et al. (2008), quienes encontraron que los macroinvertebrados de tamaño pequeño son más frecuentes en ríos prístinos de montaña, mientras que los más grandes aparecen en zonas más cálidas y perturbadas. De igual manera, Ríos-Touma et al. (2014) resaltan que el tamaño corporal es un rasgo clave para evaluar respuestas funcionales frente a alteraciones en los ecosistemas acuáticos. Así, el tamaño corporal emerge como un indicador sensible que permite identificar gradientes de alteración ambiental en el ecosistema fluvial andino.

4.7.5 Flexibilidad corporal (grados)

Figura 31

CCA de Flexibilidad corporal (grados) y variables ambientales



En este análisis de correspondencia canónica (CCA) sobre el rasgo funcional Flexibilidad corporal, se observó una diferenciación marcada entre las tres categorías evaluadas. La característica "Ninguno ($<10^\circ$)" se posicionó de forma notablemente separada de las demás, reflejando una mayor influencia de variables ambientales. Esta categoría se relaciona especialmente con valores más altos de pH y temperatura, lo que sugiere que las familias con cuerpos rígidos podrían prosperar en condiciones ligeramente alcalinas y con temperaturas elevadas. Este patrón coincide con lo planteado por Poff et al. (2006), quienes destacan que la rigidez corporal puede estar vinculada con estrategias de resistencia estructural ante

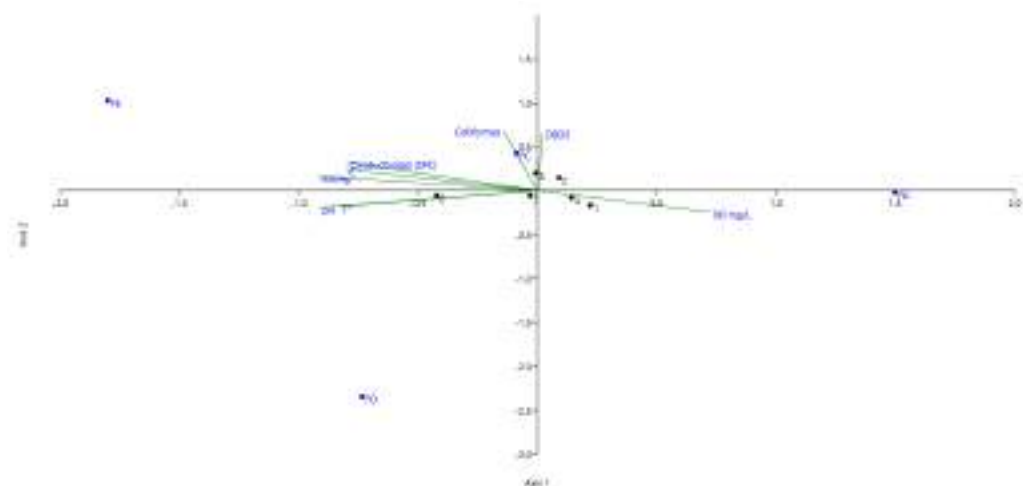
hábitats más estables y con menor turbulencia, típicos de tramos medios con buen aporte solar.

En contraste, los organismos con "Alta flexibilidad ($>45^\circ$)" mostraron una asociación negativa con el oxígeno disuelto, lo cual indica que esta característica podría predominar en ambientes con menor concentración de oxígeno, típicos de aguas más estancadas o alteradas, como lo han documentado Bonada et al. (2006) en sistemas perturbados donde prevalecen estrategias de tolerancia fisiológica. Por otro lado, los individuos con "Baja flexibilidad ($10\text{--}45^\circ$)" se ubicaron cerca del centro del plano, con mayor cercanía a concentraciones medias de coliformes y DBO5, aunque sin una asociación fuerte con ninguna variable específica. Esto podría interpretarse como una flexibilidad intermedia que les permite adaptarse a una variedad más amplia de condiciones ambientales, reflejando una respuesta más generalista. En conjunto, los resultados destacan al oxígeno disuelto y al pH como las variables que más influyen en la distribución de este rasgo funcional, proporcionando información clave sobre la relación entre la morfología corporal y la calidad del hábitat en los ecosistemas lóticos del río Tahuando.

4.7.6 Forma del cuerpo

Figura 32

CCA de Forma del cuerpo y variables ambientales



El análisis de correspondencia canónica para la forma del cuerpo de los macroinvertebrados mostró que las modalidades "aplanado" (FA) y "esférico" (FE) fueron las que más destacaron. En particular, el rasgo aplanado se ubicó claramente

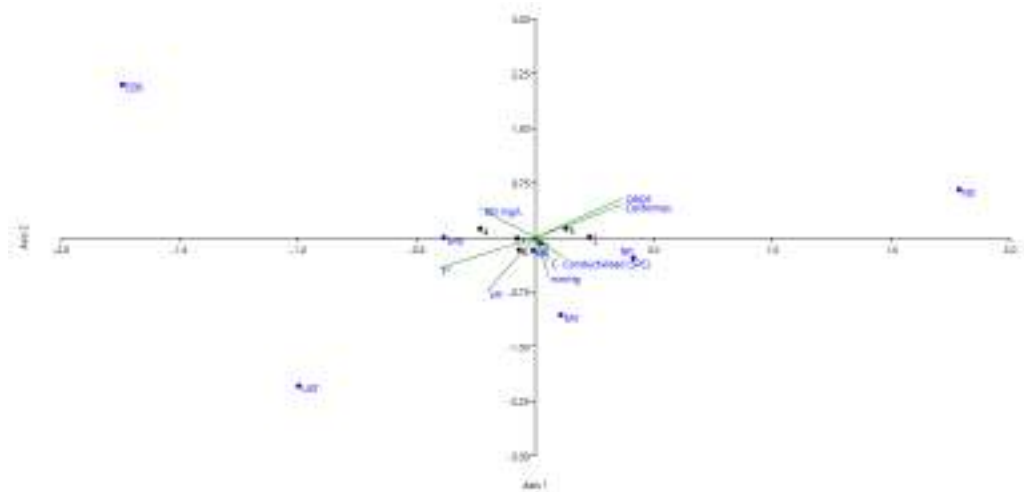
hacia un extremo del gradiente, lo que indica una alta representatividad en condiciones específicas, mientras que la forma esférica presentó una distribución opuesta, probablemente asociada a condiciones muy distintas dentro del ecosistema. En contraste, las formas cilíndricas (FC) y optimizadas (FO) se ubicaron en zonas más centrales, reflejando una distribución más equilibrada o generalista dentro del gradiente ambiental. Esto sugiere que ciertas formas del cuerpo podrían estar más especializadas en determinados hábitats o niveles de perturbación.

Respecto a las asociaciones con variables ambientales, las formas aplanadas (FA) se correlacionaron positivamente con la concentración de oxígeno disuelto (DO), lo cual coincide con su adaptación a hábitats con corriente rápida y buena oxigenación. Este patrón ha sido descrito por Tomanova et al. (2008), quienes indicaron que las formas aplanadas permiten a los macroinvertebrados resistir corrientes altas y aprovechar eficientemente el oxígeno disponible. Por otro lado, las formas esféricas (FE) tendieron a coincidir con condiciones de pH bajo, temperaturas más frías y mayor presión atmosférica, lo cual sugiere su presencia en condiciones más estables o menos intervenidas, posiblemente ligadas a microhábitats protegidos. Este tipo de forma también podría estar relacionada con una menor exposición al arrastre hidráulico (Magliozzi et al., 2019). Las formas optimizadas y cilíndricas, al no mostrar una asociación ambiental fuerte, podrían ser consideradas como morfologías generalistas adaptadas a una gama más amplia de condiciones. En conjunto, estos patrones permiten inferir que la forma del cuerpo de los macroinvertebrados está estrechamente vinculada a la calidad del hábitat y las condiciones físico-químicas del agua.

4.7.7 Movilidad y fijación al sustrato

Figura 33

CCA de Movilidad y fijación al sustrato y variables ambientales



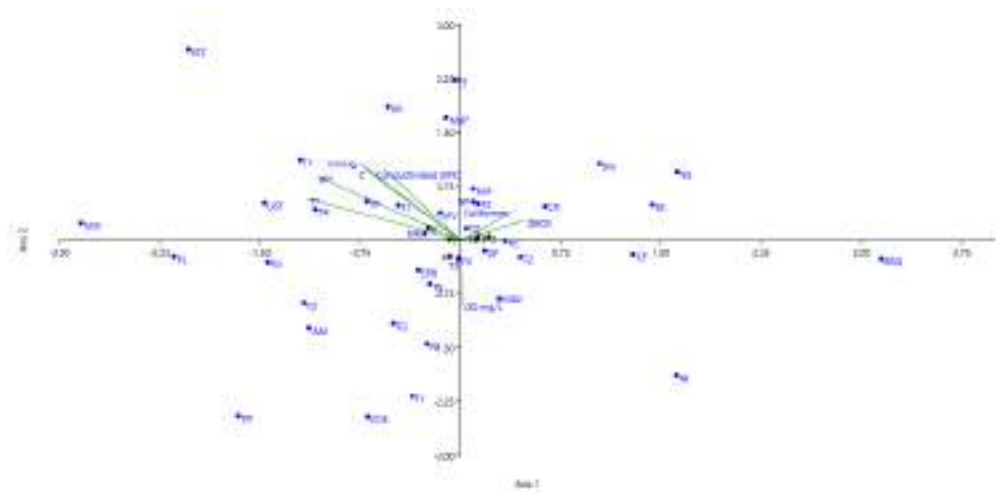
La movilidad y fijación al sustrato es un rasgo funcional clave que refleja la capacidad de los macroinvertebrados para desplazarse y adaptarse al ambiente físico del río. En este estudio, los nadadores superficiales (NS) y profundos (NP) mostraron afinidad con sitios impactados, especialmente donde se registraron mayores niveles de coliformes, DBO5 y conductividad. Esto concuerda con lo planteado por Tomanova et al. (2007), quienes indican que las formas nadadoras son más frecuentes en ambientes con mayor carga orgánica o menor velocidad del flujo, donde el material en suspensión es alto. Por otro lado, las formas endobentónicas (EDB) y unidas al sustrato (UST) se asociaron a condiciones físicas más estables y mejor oxigenadas, coincidiendo con zonas menos alteradas, como también lo destacan Bonada et al. (2006), al señalar que los organismos ligados firmemente al sustrato son más abundantes en tramos con mejor integridad ecológica y menor perturbación.

Además, las categorías voladoras (MV) y epibentónicas (EPB) mostraron respuestas más difusas, lo que podría deberse a su capacidad para colonizar diferentes hábitats o escapar de condiciones desfavorables. En contraste, la presencia destacada de organismos rastreros (MR) en el tercer eje del análisis sugiere una relación con ambientes medianamente perturbados, lo que indica cierta

tolerancia a variables como coliformes y conductividad, aunque sin una respuesta claramente definida. En general, el análisis evidencia que los rasgos de movilidad dependientes del fondo (como EDB y UST) actúan como buenos indicadores de buen estado ecológico, mientras que los nadadores predominan en tramos con condiciones físico-químicas alteradas, proporcionando así información funcional sobre el estado del ecosistema fluvial (Díaz et al., 2020).

Figura 34

Análisis de CCA de rasgos funcionales



Nota. La gráfica permite visualizar la relación entre los rasgos funcionales de los macroinvertebrados y las variables fisicoquímicas medidas en cada punto de muestreo. Elaboración propia.

Los resultados del análisis CCA en el río Tahuando evidenciaron asociaciones funcionales claras con las condiciones ambientales, donde rasgos como respiración branquial y filtración se vincularon a zonas con mayor salinidad y conductividad. Esta tendencia concuerda con lo reportado por Trujillo *et al.* (2022), quienes señalaron que rasgos como respiración branquial y forma no hidrodinámica poseen mayor tolerancia ante variaciones de oxígeno disuelto y nutrientes. En ambos estudios se destaca que la distribución funcional refleja adaptaciones específicas frente a gradientes ambientales, lo que refuerza el valor de los rasgos para interpretar respuestas ecológicas más allá del nivel taxonómico (Trujillo *et al.*, 2022; Ríos-Touma *et al.*, 2017).

4.7.8 Gremio trófico

El resultado del análisis PERMANOVA (adonis2) aplicado al gremio trófico indica que no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las categorías del índice AAMBI respecto a la composición funcional de los gremios tróficos de los macroinvertebrados acuáticos. Aunque el modelo explica el 22.2% de la variabilidad total ($R^2 = 0.222$), el valor de $p = 0.8$ (mucho mayor que 0.05) sugiere que las diferencias observadas entre grupos podrían deberse al azar. Esto implica que, según este análisis, los cambios en la calidad biológica del agua (según AAMBI) no se reflejan de manera clara o estructurada en los tipos de gremios tróficos presentes.

Tabla 21

Gremio trófico vs AAMBI (PERMANOVA)

Fuente	Df	Suma de cuadrados	R^2	F	p-valor
Modelo	2	42.10	0.22	0.43	0.80
Residual	3	147.37	0.78		
Total	5	189.47	1.00		

Nota. La tabla permite el análisis PERMANOVA entre Gremio trófico y el índice AAMBI con la finalidad de determinar si la calidad ecológica influye en los rasgos funcionales.

En el presente estudio, el gremio trófico no presentó diferencias significativas entre categorías de calidad del agua según el índice AAMBI, lo cual podría explicarse por la coexistencia de múltiples tipos de alimentación en ambientes con distintos grados de alteración. Este patrón de plasticidad trófica también fue observado por Trujillo *et al.* (2022), quienes reportaron que ciertos rasgos tróficos, como el de recolector, mostraron rangos de tolerancia amplios frente a nitratos y fósforo. Así, ambos trabajos sugieren que los gremios tróficos pueden mantenerse funcionalmente estables a pesar de presiones ambientales, debido a su capacidad de adaptación alimenticia.

4.7.9 Hábitos alimenticios

El análisis PERMANOVA evaluó si existen diferencias estadísticamente significativas en la composición de los hábitos alimenticios de los

macroinvertebrados entre los grupos definidos por la categoría AAMBI. El valor de $p = 0.9333$ indica que no se encontraron diferencias significativas entre los grupos ($p > 0.05$), por lo tanto, no se puede afirmar que los hábitos alimenticios varían dependiendo de la calidad del agua determinada por el AAMBI. El valor de $R^2 = 0.167$ sugiere que solo el 16.7% de la variabilidad en los datos de hábitos alimenticios puede ser explicada por la categoría AAMBI, mientras que el 83.3% restante se debe a otras fuentes de variación no explicadas por el modelo.

Tabla 22

Hábitos alimenticios vs AAMBI (PERMANOVA)

Fuente	Df	Suma de cuadrados	R^2	F	p-valor
Modelo	2	64.78	0.17	0.30	0.93
Residual	3	322.94	0.83		
Total	5	387.72	1.00		

Nota. La tabla permite el análisis PERMANOVA entre Hábitos alimenticios y el índice AAMBI con la finalidad de determinar si la calidad ecológica influye en los rasgos funcionales.

La falta de relación significativa entre los hábitos alimenticios y la calidad del agua en el río Tahuando podría atribuirse a la adaptabilidad de los macroinvertebrados para explotar diversos recursos. (Díaz et al., 2020) evidenciaron que muchos organismos con hábitos como raspadores y filtradores presentaron amplios rangos de tolerancia a nutrientes, lo que coincide con la alta variabilidad funcional registrada en este estudio. Esto sugiere que los hábitos alimenticios responden de forma compleja a múltiples factores ambientales, más allá del gradiente de contaminación biótica.

4.7.10 Respiración

El análisis PERMANOVA aplicado a la categoría de rasgos funcionales “Respiración”, con base en la variable categoría AAMBI, no mostró diferencias estadísticamente significativas entre los grupos definidos por la calidad biológica del agua (según AAMBI). El valor de $F = 0.3009$ indica una muy baja variabilidad explicada por la categoría, y el valor de $p = 0.9333$ (mayor a 0.05) confirma que no hay una diferencia significativa en los patrones de respiración entre puntos con

distinta calidad ecológica. En otras palabras, los macroinvertebrados con diferentes modos de respiración están distribuidos de forma similar independientemente de la calidad del agua según AAMBI.

Tabla 23

Respiración vs AAMBI (PERMANOVA)

Fuente	Df	Suma de cuadrados	R²	F	p-valor
Modelo	2	64.78	0.17	0.30	0.93
Residual	3	322.94	0.83		
Total	5	387.72	1.00		

Nota. La tabla permite el análisis PERMANOVA entre Respiración y el índice AAMBI con la finalidad de determinar si la calidad ecológica influye en los rasgos funcionales.

Los modos de respiración tampoco presentaron patrones significativos en relación con la calidad del agua, lo que podría deberse a su fuerte vínculo con el oxígeno disuelto más que con índices bióticos globales. Trujillo et al. (2022) encontraron que los organismos con respiración branquial y tegumentaria presentan tanto tolerancias bajas como altas dependiendo de otros rasgos complementarios, como el tipo de locomoción o forma corporal. De igual manera, Bonada et al. (2006) argumentan que los rasgos funcionales relacionados con la respiración tienden a variar según el régimen hidrológico y las condiciones locales de hábitat, más que por un gradiente general de contaminación. En este contexto, la ausencia de diferencias significativas en el Tahuando refleja la interacción compleja entre múltiples características ecológicas y microhábitats, lo cual dificulta la atribución de un patrón claro entre la respiración y el índice AAMBI.

4.7.11 Tamaño corporal máximo (mm)

El análisis PERMANOVA aplicado a los rasgos de tamaño corporal máximo (mm) no mostró diferencias significativas entre las categorías del AAMBI ($\text{Pr}(> F) = 0.3333$). Aunque el modelo explicó aproximadamente el 45.4% de la variación observada en los datos ($R^2 = 0.45408$), este valor no fue estadísticamente significativo al nivel habitual de confianza, lo que indica que no se detectaron diferencias claras en la composición del tamaño corporal de los macroinvertebrados

entre los niveles de calidad ambiental establecidos por el AAMBI. Esto sugiere que este rasgo funcional, en este caso, no está fuertemente estructurado por el gradiente de calidad biológica del agua en los puntos analizados.

Tabla 24

Tamaño corporal máximo (mm) vs AAMBI (PERMANOVA)

Fuente	Df	Suma de cuadrados	R ²	F	p-valor
Modelo	2	125.83	0.45	1.25	0.33
Residual	3	151.28	0.55		
Total	5	277.12	1.00		

Nota. La tabla permite el análisis PERMANOVA entre Tamaño corporal máximo (mm) y el índice AAMBI con la finalidad de determinar si la calidad ecológica influye en los rasgos funcionales.

A pesar de que el tamaño corporal explicó una proporción considerable de variabilidad, no se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre categorías AAMBI. Este resultado coincide con lo planteado por Trujillo *et al.* (2022), quienes no identificaron al tamaño como un rasgo con tolerancias claramente definidas ante los gradientes de nutrientes o pH. Esto respalda la hipótesis de que el tamaño corporal depende más de factores como el refugio, la disponibilidad de espacio o la presión de depredación (Ríos-Touma *et al.*, 2017), más que de la calidad del agua.

4.7.12 Flexibilidad corporal (grados)

El análisis PERMANOVA aplicado a los datos de flexibilidad corporal entre categorías de calidad AAMBI no mostró diferencias significativas ($p = 0.8667$). El valor de $R^2 = 0.208$, indica que solo un 20.8% de la variabilidad en la flexibilidad corporal puede explicarse por las categorías del AAMBI, mientras que el 79.2% restante se debe a variabilidad dentro de los grupos. Además, el valor bajo del estadístico F ($F = 0.3951$) refuerza que no hay evidencia estadística de que las diferencias observadas entre las categorías sean mayores que las que se esperarían por azar. Esto sugiere que, en este caso, la flexibilidad corporal de los macroinvertebrados no varía significativamente entre los niveles de calidad del agua definidos por el índice AAMBI.

Tabla 25*Flexibilidad corporal (grados) vs AAMBI (PERMANOVA)*

Fuente	Df	Suma de cuadrados	R ²	F	p-valor
Modelo	2	41.35	0.21	1.39	0.87
Residual	3	156.98	0.79		
Total	5	198.32	1.00		

Nota. La tabla permite el análisis PERMANOVA entre Flexibilidad corporal (grados) y el índice AAMBI con la finalidad de determinar si la calidad ecológica influye en los rasgos funcionales.

El análisis PERMANOVA no reveló una relación significativa entre la flexibilidad corporal de los macroinvertebrados y los valores del índice AAMBI. Este resultado sugiere que este rasgo funcional no es un predictor fuerte de la calidad biológica del agua en el río Tahuando. Según Poff et al. (2006), los rasgos morfológicos como la flexibilidad corporal están más relacionados con la capacidad de los organismos para habitar distintos tipos de microhábitats físicos, como sustratos móviles o vegetación sumergida, que con su tolerancia directa a contaminantes. Así, es posible que la distribución de este rasgo responda más a las características estructurales del hábitat que al gradiente de contaminación evaluado por el índice AAMBI. Por lo tanto, su variación en este estudio podría estar influenciada por factores hidromorfológicos más que químicos o biológicos.

4.7.13 Forma del cuerpo

El análisis PERMANOVA evaluó si existen diferencias significativas en la variable “Forma del cuerpo” de los macroinvertebrados entre las categorías del índice AAMBI. El valor de $R^2 = 0.302$ indica que un 30.2% de la variabilidad en esta categoría puede explicarse por las diferencias entre las categorías de calidad del agua según AAMBI. Sin embargo, el valor de $p = 0.6$ ($\text{Pr}(> F)$) indica que estas diferencias no son estadísticamente significativas. Esto sugiere que la forma del cuerpo de los macroinvertebrados no varía de manera consistente entre sitios con distinta calidad biológica, posiblemente porque este rasgo no responde directamente al gradiente de contaminación o porque hay alta variabilidad interna.

Tabla 26*Forma del cuerpo vs AAMBI (PERMANOVA)*

Fuente	Df	Suma de cuadrados	R²	F	p-valor
Modelo	2	224.42	0.30	0.64	0.60
Residual	3	518.11	0.70		
Total	5	742.53	1.00		

Nota. La tabla permite el análisis PERMANOVA entre Forma del cuerpo y el índice AAMBI con la finalidad de determinar si la calidad ecológica influye en los rasgos funcionales

Aunque la forma del cuerpo explicó un porcentaje relevante de la variabilidad en los datos, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los niveles de calidad según el índice AAMBI. Este resultado coincide con lo señalado por Poff et al. (2006), quienes destacan que los rasgos morfológicos, como la forma corporal, están fuertemente influenciados por factores hidráulicos y estructurales del hábitat, más que por la calidad del agua per se. Por ejemplo, cuerpos aplanados, alargados o fusiformes pueden encontrarse tanto en tramos conservados como en sitios alterados, dependiendo de la presencia de rápidos, pozas o tipos de sustrato. Esta variabilidad contextual limita su utilidad como indicador ecológico directo en análisis de calidad biológica.

4.7.14 Movilidad y fijación al sustrato

Los resultados del análisis PERMANOVA muestran que no existe una diferencia significativa en los rasgos de movilidad y fijación al sustrato entre las categorías de calidad del agua establecidas por el AAMBI. El valor de $p = 0.9333$ indica una alta probabilidad de que las diferencias observadas sean producto del azar, por lo que no se encontró una relación estadísticamente significativa entre este rasgo funcional y la categoría de calidad biótica. Además, el valor de $R^2 = 0.2285$ sugiere que solo el 22.85% de la variación en este rasgo está explicada por las categorías de AAMBI, siendo el resto atribuible a la variabilidad residual (77.15%).

Tabla 27*Movilidad y fijación al sustrato vs AAMBI (PERMANOVA)*

Fuente	Df	Suma de cuadrados	R²	F	p-valor
---------------	-----------	--------------------------	----------------------	----------	----------------

Modelo	2	63.28	0.23	0.44	0.93
Residual	3	213.65	0.77		
Total	5	276.93	1.00		

Nota. La tabla permite el análisis PERMANOVA entre Movilidad y fijación al sustrato y el índice AAMBI con la finalidad de determinar si la calidad ecológica influye en los rasgos funcionales.

Los rasgos de movilidad y fijación al sustrato no mostraron diferencias significativas entre las categorías del AAMBI, lo que sugiere que estos rasgos podrían estar más relacionados con condiciones físicas del hábitat que con niveles de contaminación orgánica. Según Bonada et al. (2006), los organismos con capacidad de desplazamiento activo o fijación eficiente tienden a resistir mejor las perturbaciones hidromorfológicas, adaptándose a sustratos inestables o condiciones de caudal fluctuante. En este contexto, la falta de una relación directa con la calidad del agua, medida por el AAMBI, podría deberse a que estos rasgos reflejan estrategias funcionales frente a la heterogeneidad estructural del río Tahuando, más que a una respuesta específica frente a contaminantes.

4.8 Elaboración de la guía de macroinvertebrados como herramienta de ciencia ciudadana

Se elaboró una guía ilustrada de macroinvertebrados acuáticos del río Tahuando como herramienta de ciencia ciudadana, con el fin de facilitar la identificación de organismos bioindicadores y promover el monitoreo participativo y la educación ambiental en la región (Anexo 15). La guía está diseñada para ser comprensible, visualmente atractiva y científicamente rigurosa, permitiendo que comunidades locales, docentes y estudiantes participen activamente en la conservación de los ecosistemas fluviales andinos. Se organizaron fichas individuales por familia, con apartados estandarizados que detallan morfología, hábitos, sensibilidad a la contaminación y lugar de colecta.

El contenido taxonómico fue validado con base en guías especializadas como el Protocolo CERAs, la guía de invertebrados de las cuencas Andino-Amazónicas y estudios de biomonitoreo en Latinoamérica, optando por el nivel familiar como unidad de identificación por su equilibrio entre precisión científica y facilidad de uso. Cada ficha incluye ilustraciones tomadas en campo o laboratorio, íconos de tolerancia y un glosario visual, organizados con una paleta de colores

naturales y estructuras pedagógicas. Esta presentación intuitiva favorece el aprendizaje visual y la aplicación práctica en contextos escolares, comunitarios y técnicos.

Además, se incorporaron las familias más representativas halladas en cada uno de los seis puntos de muestreo, vinculando su presencia con las condiciones ecológicas locales. Esto permitió reflejar la distribución espacial de la biodiversidad bentónica del río Tahuando y reforzar la utilidad de la guía para interpretar el estado ecológico del ecosistema. Se recomienda su implementación en procesos educativos y de gestión ambiental, con acompañamiento especializado y actualizaciones periódicas que respondan a nuevas observaciones o registros (Wong, 2024).

La elaboración de esta guía responde a la necesidad de contar con materiales educativos regionales que integren ciencia, conservación y participación ciudadana. Diversos estudios han demostrado que la educación ambiental basada en el conocimiento de la biodiversidad local fortalece el vínculo entre las comunidades y sus ecosistemas, generando un sentido de corresponsabilidad en su cuidado (Cely & Ríos-Touma, 2020). Al enfocarse en macroinvertebrados, bioindicadores ampliamente reconocidos en el monitoreo ecológico (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014), la guía facilita la comprensión del estado ecológico de los ríos y promueve procesos educativos basados en la observación crítica, el aprendizaje activo y el empoderamiento ciudadano.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

El análisis de los parámetros físico-químicos del río Tahuando permitió evidenciar un gradiente ambiental que influye en la calidad del ecosistema acuático. A lo largo de los seis puntos de muestreo se registraron variaciones en temperatura, oxígeno disuelto, pH, salinidad y conductividad, con condiciones generalmente más favorables en los tramos altos y signos de alteración en los puntos bajos. Sin embargo, estos parámetros, aunque útiles para describir el estado del agua en un momento específico, no bastan por sí solos para determinar la calidad ecológica del ecosistema. Por ello, es fundamental complementar esta información con indicadores biológicos, como los índices basados en macroinvertebrados. De este modo, se logra una visión más integral de la salud ecológica del sistema fluvial, permitiendo identificar zonas con buen estado de conservación, así como aquellas bajo presión antrópica donde se requiere priorizar acciones de restauración y manejo.

Al integrar los parámetros fisicoquímicos con los rasgos funcionales de los macroinvertebrados y los índices de calidad (como el AAMBI, BMWP-Col, ABI, ICA e IIE), se confirmó que existe una relación directa entre la calidad ecológica y la estructura funcional de las comunidades bentónicas. Rasgos como el gremio trófico, la respiración cutánea, la forma del cuerpo y la movilidad mostraron patrones de cambio a lo largo del gradiente de perturbación. La mayor diversidad funcional y la presencia de organismos sensibles se concentraron en los tramos superiores del río, mientras que en los puntos más degradados se registraron rasgos adaptados a ambientes con baja calidad de oxígeno o alta sedimentación. Así, se confirma que los rasgos funcionales pueden ser buenos indicadores de la calidad ecológica, lo que permite responder que su análisis, en conjunto con los índices integradores, resulta una herramienta más sensible y adecuada para evaluar el estado del ecosistema, validando así la hipótesis planteada.

Finalmente, la elaboración de una guía de macroinvertebrados del río Tahuando permitió sistematizar la información taxonómica, ecológica y funcional de las familias encontradas, facilitando su identificación y promoviendo el monitoreo participativo. Esta herramienta educativa refuerza la importancia de los bioindicadores y permite visibilizar la variación espacio-temporal del ecosistema, evidenciando que la calidad ecológica del río no es uniforme, sino que responde al grado de intervención y a la conectividad con la vegetación ribereña. En consecuencia, se concluye que sí existe una variación espacio-temporal significativa en la calidad ecológica del río Tahuando, lo que refuerza la utilidad de los índices biológicos y funcionales como mecanismos efectivos para evaluar y conservar la salud de los ecosistemas acuáticos andinos.

5.1 Recomendaciones

Se recomienda fomentar la participación activa de las comunidades locales, instituciones educativas y actores sociales en procesos de educación ambiental y monitoreo participativo del río Tahuando. La apropiación del conocimiento sobre los macroinvertebrados como bioindicadores puede fortalecer la conciencia ecológica y generar corresponsabilidad en la conservación del ecosistema fluvial, promoviendo prácticas sostenibles y reduciendo impactos antrópicos.

Es fundamental establecer un sistema de monitoreo periódico de la calidad ecológica del río Tahuando, integrando parámetros fisicoquímicos, biológicos y rasgos funcionales de los macroinvertebrados. Esta estrategia permitirá detectar de forma oportuna cambios ambientales y evaluar la efectividad de acciones de restauración, garantizando así una gestión adaptativa basada en evidencia científica.

Se sugiere complementar los métodos aplicados con enfoques moleculares o genéticos, como el uso de DNA barcoding, para una identificación más precisa de los macroinvertebrados. Asimismo, puede incorporarse el análisis de servicios ecosistémicos y conectividad fluvial como herramientas adicionales que enriquezcan la evaluación integral de la calidad ecológica en ecosistemas andinos.

REFERENCIAS

- Andrea Díaz Rojas, C., Judith Motta-Díaz, Á., Aranguren-Riaño, N., Rojas, D., Díaz, M., & Riaño, A. (2020). Estudio de la diversidad taxonómica y funcional de los macroinvertebrados en un río de montaña Andino. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.)* •, 68(S2), 132–149.
- Benavides, S. (2023). *Caracterización geomorfológica de la cuenca del río Tahuando y análisis sobre sus capacidad de escurrimiento de aguas*. Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Camacho, R. A. (2023). Praxis como modelo de ciencia ciudadana. *Paraninfo Digital*, foroIE23m2v1-foroIE23m2v1.
<https://ciberindex.com/index.php/pd/article/view/foroIE23m2v1/foroIE23m2v1>
- Castañeda, L. (2020). *Response of the functional diversity of aquatic macroinvertebrates to changes in land use and seasonality of rainfall in intermittent streams in the tropical dry forest of Colombia (Honda-Tolima)*.
- Castro Heredia, L. M., Carvajal Escobar, Y., & Durango, E. A. M. (2006). Enfoques teóricos para definir el caudal ambiental. In *Univ. Bogotá (Colombia)* (Vol. 10, Issue 2).
- Castro, J. (2015). *Correspondencia entre indicadores físicos-químicos y biológicos para el monitoreo sistemático de la contaminación en el río Tahuando*.
- Chiriboga, C. (2010). *Propuesta de un sistema de monitoreo para la caracterización de las aguas residuales que recepta el río Tahuando*.
- Encalada, A. C., Juan, |, Guayasamin, M., Suárez, E., Carlos, |, Mena, F., Lessmann, J., Sampedro, C., Martínez, P., Ochoa-Herrera, V., Swing, K., Celinščak, M., Schreckinger, J., Vieira, J., Tapia, A., Serrano, C., Barragán, K., Andrade, S., Alexiades, A., & Troya, M. J. (n.d.). *Los ríos de las cuencas Andino-Amazónicas Herramientas y guía de invertebrados para el diseño de programas de monitoreo*.
- Encalada, A., Rieradevall, M., Ríos Touma, B., García, N., & Prat Narcis. (2011). *Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos*.

- Encalada, A., Rieradevall, M., Rios-Touma, B., García Natalia, & Prat, N. (2011). *Protocolo y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA-S)*.
- Farinango, K. (2023). *El derecho a un ambiente sano y el tratamiento de las aguas del Río Tahuando en la ciudad de Ibarra*.
- García, A. (2020). *Evaluación de la concentración de contaminantes emergentes en el río Tahuando, en Ibarra-Ecuador*.
- Ladrera, R., Rieradevall, M., & Prat, N. (2013). *Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica*. <http://www.ehu.es/>
- Magliozzi, C., Usseglio-Polatera, P., Meyer, A., & Grabowski, R. C. (2019). Functional traits of hyporheic and benthic invertebrates reveal importance of wood-driven geomorphological processes in rivers. *Functional Ecology*, 33(9), 1758–1770. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13381>
- Maroñas, M. E. ;, Marzoratti, G. ;, Vilches, A. ;, Legarralde, T. ;, & Darrigran, G. (2024). *Guía para el estudio de macroinvertebrados. II.-Introducción a la metodología de muestreo y análisis de datos. Item Type monograph*. <http://hdl.handle.net/1834/23510>
- Meneses-Campo, Y., Castro-Rebolledo, M. I., & Jaramillo-Londoño, A. M. (2019). Comparación de la calidad del agua en dos ríos altoandinos mediante el uso de los índices BMWP/COL y ABI. *Acta Biológica Colombiana*, 24(2), 299–310. <https://doi.org/10.15446/ABC.V24N2.70716>
- Naciones Unidas. (2018). *Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible*.
- Pineda, E. (1976). *Estudio de Ibarra las relaciones campo-ciudad*. 45–75. <https://www.jstor.org/stable/40992301>
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 2–25.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Vieira, N. K. M., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Https://Doi.Org/10.1899/0887-3593(2006)025[0730:FTNONA]2.0.CO;2*. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)025\[0730:FTNONA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)025[0730:FTNONA]2.0.CO;2)
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). LOS MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORES DE CALIDAD DE LAS AGUAS. In *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos*. (pp. 1–26). Publicaciones Especiales.

- Rico, C., Paredes, M., & Fernández, N. (2014). Dinámica espacio-temporal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de la quebrada “La Tigra”, Pamplonita, Colombia. *Revista de La Facultad de Ciencias Básicas*, 12(1), 46–67.
- Rodríguez, M. F., Cortez, A., Olivares, B., Rey, J. C., Parra, R., & Lobo, D. (2013). Análisis espacio temporal de la precipitación del estado Anzoátegui y sus alrededores Time-space analysis of rainfall in state of Anzoátegui and surrounding. *Agronomía Tropical*, 63(1–2), 57–65.
http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0002-192X2013000100006&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Rojas, V., & Romero, P. (2024). *Evaluación de la calidad ecológica del Río Tahuando mediante la funcionalidad biológica de macroinvertebrados acuáticos*.
- Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista Académica de Colombia*, 375–387.
- Roldán-Pérez, G. (2016a). 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-Pérez, G. (2016b). 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>
- Samboni, N., Carvajal, Y., & Escobar, J. C. (2007). Revisión de parámetros físicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27(3), 12–56.
http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=s0120-56092007000300019&script=sci_arttext
- Santillán - Quiroga, L., Moscoso - Martinez, M., & Flores - Siguenza, P. (2021). *Simulación matemática de dos subcuencas del Río Ambi y Tahuando, ubicadas en Imbabura-Ecuador, usando el modelo qswat para la determinación de parámetros hidrográficos*. 7, 580–589.
<https://doi.org/10.23857/dc.v7i4>
- Terán, B. (2021). *Plan de manejo ambiental para la cuenca alta del río Tahuando, cantón Ibarra, provincia de Imbabura*.

- Trujillo, B., Atilano, E., & Echavarría, D. (2022). *Análisis de algunos rasgos funcionales de macroinvertebrados acuáticos y su tolerancia, en respuesta a variables ambientales en ríos andinos de Antioquia- Colombia*.
- Velasco, L., Goyos, L., Freire, L., & Ibarra, A. (2015). Potencial de aprovechamiento de la biomasa vegetal como aislamiento en climas extremos del Ecuador. *Enfoque UTE*, 6(4), 23–41.
- Villegas, A. (2024). *Análisis de la contaminación por plásticos y su relación con los macroinvertebrados en la cuenca del río Tahuando*.
- Wong, F. (2024). *Guia de identificación de macroinvertebrados acuáticos de la cuenca hidrográfica del Paraná 3* (Vol. 1).
- Yuliana Soriano-Hernández, X., Arturo Velasco-Velasco, V., Ruiz-Luna, J., Ubaldo Caballero-Gutiérrez, P., Ramírez-Santiago, E., & Raymundo Enríquez del-Valle, J. (2017). Análisis de nitrógeno, sólidos suspendidos y disueltos totales en el río Atoyac, Oaxaca. *Revista Mexicana de Agroecosistemas*, 4(2), 152–163.

Anexo 1

Puntaje de familias de macroinvertebrados acuáticos de acuerdo con el índice ABI

Clase	Familia	Valor
Turbellaria	Oligoneuriidae, Leptophlebiidae, Polythoridae, Perlidae, Gripopterygidae, Atriplectididae, Odontoceridae, Calamoceratidae, Anomalopsychidae, Helicopsychidae, Blephariceridae, Athericidae.	10
	Corydalidae, Euthyplociidae.	9
	Palaemonidae, Pseudothelphusidae, Philopotamidae, Xiphocentronidae, Polycentropididae, Hydrobiosidae, Polymitarcyidae, Gomphidae, Calopterygidae, Pleidae, Leptoceridae.	8
	Glossosomatidae, Leptohiphidae, Limnephilidae	7
	Hyaellidae, Atyidae, Trichodactylidae, Hydroptilidae, Ephemeridae, Aeshnidae, Libellulidae, Megapodagrionidae, Coenagrionidae.	6
	Nepidae, Gelastocoridae, Scirtidae, Ptilodactylidae, Psephenidae, Elmidae, Lampyridae, Hydropsychidae, Gerridae, Veliidae, Mesoveliidae, Corixidae, Notonectidae, Naucoridae, Simuliidae, Tipulidae.	5
Chromadorea, Arachnida	Ampullariidae, Ancyliidae, Unionidae, Belostomatidae, Noteridae, Baetidae, Blaberidae, Hydrometridae, Crambidae, Limoniidae, Ceratopogonidae, Dixidae, Tabanidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae	4
Hirudinea, Ostracoda	Physidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Cochliopidae, Sphaeriidae, Gyrinidae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Staphylinidae, Caenidae, Psychodidae.	3
Oligochaeta	Chironomidae, Culicidae, Muscidae.	2
Gordioidea	Syrphidae.	1

Nota. Obtenido de Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., y Rieradevall, M. (2009). LOS MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORES DE CALIDAD DE LAS AGUAS. In Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. (pp. 1–26). Publicaciones Especiales.

Anexo 2

Puntaje de familias de macroinvertebrados acuáticos de acuerdo con el índice BMWP/Col.

Familias	Puntaje
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydridae, Lampryidae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae.	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitarcyidae, Xiphocentronidae.	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelphusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae.	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossossomatidae, Hyaleliidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohephidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae.	7
Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrachidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesavehiidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Chysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae	4
Ceratoponidae, Glossiphoniidae, Cyclobdeilidae, Physidae, Tipulidae	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae	2
Tubificidae	1

Nota. Obtenido de Roldán, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col.

Anexo 3

Puntaje de familias de macroinvertebrados acuáticos de acuerdo con el índice AAMBI

Clase	Familia	Valor
Turbellaria	Oligoneuriidae, Leptophlebiidae, Polythoridae, Perlidae, Gripopterygidae, Atriplectididae, Odontoceridae, Calamoceratidae, Anomalopsychidae, Helicopsychidae, Blephariceridae, Athericidae.	10
	Corydalidae, Euthyplociidae.	9
	Palaemonidae, Pseudothelphusidae, Philopotamidae, Xiphocentronidae, Polycentropididae, Hydrobiosidae, Polymitarcyidae, Gomphidae, Calopterygidae, Pleidae, Leptoceridae.	8
	Glossosomatidae, Leptohiphidae, Limnephilidae	7
	Hyalellidae, Atyidae, Trichodactylidae, Hydroptilidae, Ephemeridae, Aeshnidae, Libellulidae, Megapodagrionidae, Coenagrionidae.	6
	Nepidae, Gelastocoridae, Scirtidae, Ptilodactylidae, Psephenidae, Elmidae, Lampyridae, Hydropsychidae, Gerridae, Veliidae, Mesoveliidae, Corixidae, Notonectidae, Naucoridae, Simuliidae, Tipulidae.	5
Chromadorea, Arachnida	Ampullariidae, Ancyliidae, Unionidae, Belostomatidae, Noteridae, Baetidae, Blaberidae, Hydrometridae, Crambidae, Limoniidae, Ceratopogonidae, Dixidae, Tabanidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae	4
Hirudinea, Ostracoda	Physidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Cochliopidae, Sphaeriidae, Gyrinidae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Staphylinidae, Caenidae, Psychodidae.	3
Oligochaeta	Chironomidae, Culicidae, Muscidae.	2
Gordioidea	Syrphidae.	1

Anexo 4

Porcelanas con muestras de agua de cada punto de muestreo (100 ml)

a)



b)



c)



d)



e)



f)



Nota. El anexo muestra las porcelanas con muestras de agua de cada punto de muestreo (100 ml). a) Punto 1, b) Punto 2, c) Punto 3, d) Punto 4, e) Punto 5, f) Punto 6.

Anexo 5

Filtros con muestras de agua de cada punto

a)



b)



c)



d)



e)



f)



Nota. El anexo muestra los filtros con muestras de agua de cada punto de muestreo a) Punto 1, b) Punto 2, c) Punto 3, d) Punto 4, e) Punto 5, f) Punto 6.

Anexo 6

Pesaje de muestras

a)



b)



Nota. El anexo muestra el momento del pesaje de las muestras filtradas en la balanza

Anexo 7

Recolección e identificación de macroinvertebrados colectados

a)



b)



Nota. El anexo muestra el proceso de recolección (a), identificación y la toma de fotografías (b) para la elaboración de la guía taxonómica.

Anexo 8

Asignación de rasgos funcionales-Gremio trófico

Familia	Gremio trófico							
	Partículas de sedimento	Detritos finos <1mm	Detritos gruesos >1mm	Micrófitos	Macrófitos	Animales muertos	Microinvertebrados	Macroinvertebrados
Hyalellidae	3	5	4	3	2	0	1	1
Dytiscidae	0	1	1	1	1	3	5	4
Corixidae	2	2	2	0	2	3	5	2
Planariidae	5	4	2	0	1	3	0	1
Stratiomyidae	3	4	2	1	0	2	1	1
Elmidae	2	4	3	2	1	1	0	1
Perlidae	2	3	4	3	2	0	1	1
Pyralidae	1	2	3	4	5	1	0	0
Tubificidae	5	4	3	2	2	1	1	0
Leptophlebiidae	2	4	3	3	2	1	1	0
Aeshnidae	1	1	0	1	1	2	4	5
Ceratopogonidae	3	5	4	3	2	2	0	1
Ptilodactylidae	2	4	5	3	4	1	1	0
Chironomidae	5	5	3	3	2	2	1	0
Philopotamidae	0	5	3	2	1	1	2	0
Tipulidae	3	5	4	3	2	2	0	1
Hydrobiosidae	1	0	2	1	1	3	5	3
Scirtidae	2	5	3	4	2	1	1	0

Dugesiidae	0	2	1	1	1	3	5	2
Baetidae	3	4	2	4	0	1	1	5
Psephenidae	1	2	0	4	2	1	1	1
Oligochaeta	4	4	3	2	2	0	4	1
Tabanidae	0	2	2	1	2	3	4	5
Sphaeriidae	5	4	3	2	2	1	1	0
Hydropsychidae	2	3	4	2	1	2	2	0
Secernentea	4	5	0	2	1	2	1	1
Physidae	3	5	3	4	3	2	0	1
Leptoceridae	2	4	5	2	2	1	1	0
Hirudinea	3	4	2	0	1	4	3	2
Simuliidae	2	4	1	2	0	1	1	1
Ephemeroidea	4	5	2	1	1	0	1	1

Anexo 9

Asignación de rasgos funcionales-Hábitos alimenticios

Familia	Hábitos alimenticios						
	Coleccionista-recolector	Triturador	Raspador	Coleccionista-filtrador	Perforador	Depredador	Parásito
Hyalinellidae	5	3	2	4	0	1	1
Dytiscidae	1	1	1	0	1	5	1

Corixidae	2	0	1	1	1	5	1
Planariidae	2	1	1	1	0	5	1
Stratiomyidae	4	2	1	1	0	1	1
Elmidae	4	1	5	2	1	0	1
Perlidae	4	3	5	2	0	1	1
Pyrilidae	2	4	5	0	3	1	1
Tubificidae	5	2	1	3	2	1	0
Leptophlebiidae	5	2	3	4	0	1	1
Aeshnidae	0	2	1	1	4	5	1
Ceratopogonidae	4	3	2	5	1	0	1
Ptilodactylidae	3	5	4	2	1	1	0
Chironomidae	5	3	2	4	1	1	0
Philopotamidae	2	1	0	5	1	1	1
Tipulidae	4	5	3	2	1	0	1
Hydrobiosidae	1	2	1	0	1	5	1
Scirtidae	5	1	4	3	1	0	1
Dugesiiidae	2	1	1	0	1	5	1
Baetidae	4	2	4	3	0	5	1
Psephenidae	2	1	5	0	1	1	1
Oligochaeta	4	2	0	1	2	4	1
Tabanidae	1	2	1	1	2	5	0
Sphaeriidae	4	1	1	5	0	1	1
Hydropsychidae	4	1	2	5	0	1	1
Secernentea	2	1	1	1	1	0	3
Physidae	4	1	5	2	0	1	1
Leptoceridae	4	2	2	0	1	1	1

Hirudinea	3	2	0	1	3	3	4
Simuliidae	2	1	1	5	0	1	1
Ephemeraidae	5	2	1	0	3	1	1

Anexo 10

Asignación de rasgos funcionales-Respiración

Familia	Respiración			
	Branquias	Plastrón	Tegumento	Estigma
Hyaellidae	5	1	3	0
Dytiscidae	1	3	0	5
Corixidae	1	2	1	4
Planariidae	1	0	5	1
Stratiomyidae	1	0	5	2
Elmidae	1	4	3	0
Perlidae	5	0	3	1
Pyralidae	3	1	5	0
Tubificidae	1	0	5	1
Leptophlebiidae	5	0	3	1
Aeshnidae	1	0	1	5
Ceratopogonidae	1	3	5	4

Ptilodactylidae	3	0	5	1
Chironomidae	4	1	5	0
Philopotamidae	5	0	3	1
Tipulidae	2	1	5	4
Hydrobiosidae	2	1	4	0
Scirtidae	1	3	4	0
Dugesiidae	1	0	5	1
Baetidae	3	1	2	5
Psephenidae	0	1	5	1
Oligochaeta	0	1	5	1
Tabanidae	1	1	0	5
Sphaeriidae	5	1	0	1
Hydropsychidae	5	1	0	1
Secernentea	1	0	5	1
Physidae	1	0	3	5
Leptoceridae	4	1	2	0
Hirudinea	0	1	5	1
Simuliidae	4	1	4	0
Ephemeroidea	5	1	0	1

Anexo 11

Asignación de rasgos funcionales-Tamaño máximo del cuerpo (mm)

Familia	Tamaño máximo del cuerpo (mm)						
	<2.5	2.5-5	5-10	10-20	20-40	40-80	>80
Hyalellidae	1	4	5	2	1	0	1
Dytiscidae	1	0	3	5	4	2	1
Corixidae	1	4	4	3	1	0	1
Planariidae	1	3	5	2	1	0	1
Stratiomyidae	1	3	5	2	0	1	1
Elmidae	2	4	5	2	1	1	0
Perlidae	0	3	4	5	2	1	1
Pyralidae	1	3	5	4	2	0	1
Tubificidae	2	4	5	3	2	1	0
Leptophlebiidae	0	3	5	4	2	1	1
Aeshnidae	0	2	3	4	5	4	1
Ceratopogonidae	1	3	5	4	2	0	1
Ptilodactylidae	0	3	5	4	2	1	1
Chironomidae	3	4	5	2	1	0	1
Philopotamidae	1	2	4	5	3	0	1
Tipulidae	0	2	3	5	4	1	1
Hydrobiosidae	1	2	4	5	2	0	1
Scirtidae	2	4	5	3	0	1	1

DugesIIDae	1	4	4	2	1	0	1
Baetidae	1	4	3	2	5	2	0
Psephenidae	1	4	5	2	0	1	1
Oligochaeta	0	2	3	5	3	2	1
Tabanidae	1	0	2	3	4	5	2
Sphaeriidae	5	4	1	0	1	1	1
Hydropsychidae	1	3	4	3	2	0	1
Secernentea	4	2	5	4	2	0	1
Physidae	0	3	5	4	2	1	1
Leptoceridae	1	3	4	2	1	0	1
Hirudinea	0	2	3	4	5	3	1
Simuliidae	2	5	3	0	1	1	1
Ephemeraidae	1	0	2	4	5	3	1

Anexo 12

Asignación de rasgos funcionales-Flexibilidad corporal (grados)

Familia	Flexibilidad corporal (grados)		
	Ninguno (<10)	Bajo (10-45)	Alto (>45)
Hyalellidae	1	3	5
Dytiscidae	2	3	5
Corixidae	3	3	1

Planariidae	1	0	5
Stratiomyidae	1	5	4
Elmidae	3	4	2
Perlidae	3	5	2
Pyralidae	1	3	5
Tubificidae	1	2	5
Leptophlebiidae	1	3	5
Aeshnidae	2	3	1
Ceratopogonidae	1	3	5
Ptilodactylidae	1	3	5
Chironomidae	1	2	5
Philopotamidae	1	4	5
Tipulidae	1	3	5
Hydrobiosidae	1	3	2
Scirtidae	2	3	5
Dugesiiidae	3	5	4
Baetidae	1	2	5
Psephenidae	5	2	1
Oligochaeta	1	3	5
Tabanidae	2	3	2
Sphaeriidae	5	1	0
Hydropsychidae	1	3	2
Secernentea	1	2	5
Physidae	2	3	5
Leptoceridae	1	3	4
Hirudinea	1	2	5

Simuliidae	1	4	2
Ephemeridae	1	3	2

Anexo 13

Asignación de rasgos funcionales-Forma del cuerpo

Familia	Forma del cuerpo			
	Optimizado	Aplanado	Cilíndrico	Esférico
Hyalellidae	1	3	5	0
Dytiscidae	5	3	2	1
Corixidae	3	4	0	1
Planariidae	1	5	0	1
Stratiomyidae	4	2	5	1
Elmidae	2	4	5	1
Perlidae	1	5	4	0
Pyralidae	0	3	4	1
Tubificidae	2	0	5	1
Leptophlebiidae	1	3	5	0
Aeshnidae	3	2	5	1
Ceratopogonidae	0	2	5	1
Ptilodactylidae	1	3	5	0
Chironomidae	1	1	5	0

Philopotamidae	5	4	3	1
Tipulidae	1	2	5	0
Hydrobiosidae	2	2	5	1
Scirtidae	2	3	4	1
Dugesiiidae	1	5	0	1
Baetidae	5	1	0	1
Psephenidae	3	5	0	1
Oligochaeta	2	0	5	1
Tabanidae	3	2	5	1
Sphaeriidae	2	2	1	4
Hydropsychidae	3	2	4	1
Secernentea	1	0	5	1
Physidae	1	0	3	2
Leptoceridae	5	2	4	1
Hirudinea	2	4	3	1
Simuliidae	3	0	5	1
Ephemeridae	2	2	5	1

Anexo 14

Asignación de rasgos funcionales-Movilidad y fijación al sustrato

Familia	Movilidad y fijación al sustrato						
	Volador	Nadador superficial	Nadador profundo	Rastrero	Epibentónico	Endobentónico	Unido al sustrato
Hyaellidae	1	5	2	4	3	0	1
Dytiscidae	4	2	5	2	3	0	1
Corixidae	2	5	2	2	3	1	0
Planariidae	1	0	1	5	4	1	2
Stratiomyidae	1	1	0	4	4	3	1
Elmidae	3	2	1	4	5	0	5
Perlidae	0	2	1	5	4	2	3
Pyrallidae	1	0	1	3	4	2	5
Tubificidae	1	1	2	4	3	5	2
Leptophlebiidae	0	5	3	2	4	1	1
Aeshnidae	1	2	4	3	3	0	1
Ceratopogonidae	1	2	0	3	4	5	1
Ptilodactylidae	1	2	1	4	5	3	0
Chironomidae	0	3	2	4	5	3	1
Philopotamidae	1	2	0	2	4	1	5
Tipulidae	1	0	1	4	2	5	1
Hydrobiosidae	1	1	1	5	4	0	2
Scirtidae	0	3	2	4	5	1	3
Dugesiiidae	1	0	1	5	4	1	2

Baetidae	2	2	3	5	4	3	1
Psephenidae	1	0	1	3	5	1	4
Oligochaeta	1	0	1	5	2	3	1
Tabanidae	1	2	4	5	3	1	1
Sphaeriidae	1	0	2	2	3	5	2
Hydropsychidae	0	1	2	3	4	2	5
Secernentea	0	1	1	4	3	5	1
Physidae	0	3	2	5	4	1	3
Leptoceridae	1	1	2	4	4	0	3
Hirudinea	0	1	3	4	4	2	3
Simuliidae	1	0	1	2	2	1	5
Ephemeridae	1	0	2	3	3	5	1

Anexo 15

Portada de la Guía taxonómica de macroinvertebrados como herramienta de ciencia ciudadana

