



UNIVERSIDAD TÉCNICA DE COTOPAXI
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y RECURSOS
NATURALES

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

PROYECTO DE INVESTIGACIÓN

**“EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LA QUEBRADA
TILLITUSA MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS
BAJO LA INFLUENCIA DE LA DESCARGA DE LA PLANTA DE
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES LA MERCED, CANTÓN
PÍLLARO”**

Proyecto de Investigación presentado previo a la obtención del Título de
Ingeniera Ambiental

Autora:
Bonilla Tilinchano Paula Mercedes

Tutor:
Agreda Oña José Luis

LATACUNGA – ECUADOR
Agosto 2026

DECLARACIÓN DE AUTORÍA

Bonilla Tilinchano Paula Mercedes, con cédula de ciudadanía No. 1752868735, declaro ser autora del presente Proyecto de Investigación: **“EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LA QUEBRADA TILLITUSA MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS BAJO LA INFLUENCIA DE LA DESCARGA DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES LA MERCED, CANTÓN PÍLLARO”**, siendo el Ingeniero Mg. José Luis Agreda Oña, Tutor del presente trabajo; y, eximo expresamente a la Universidad Técnica de Cotopaxi y a sus representantes legales de posibles reclamos o acciones legales.

Además, certifico que las ideas, conceptos, procedimientos y resultados vertidos en el presente trabajo investigativo, son de mi exclusiva responsabilidad.

Latacunga, 05 de agosto del 2026

Paula Mercedes Bonilla Tilinchano
C.C: 1752868735
ESTUDIANTE

CONTRATO DE CESIÓN NO EXCLUSIVA DE DERECHOS DE AUTOR

Comparecen a la celebración del presente instrumento de cesión no exclusiva de obra, que celebran de una parte **BONILLA TILINCHANO PAULA MERCEDES**, identificada con cédula de ciudadanía **1752868735** de estado civil soltera, a quien en lo sucesivo se denominará **LA CEDENTE**; y, de otra parte, la Doctora Idalia Eleonora Pacheco Tigselema, en calidad de Rectora, y por tanto representante legal de la Universidad Técnica de Cotopaxi, con domicilio en la Av. Simón Rodríguez, Barrio El Ejido, Sector San Felipe, a quien en lo sucesivo se le denominará **LA CESIONARIA** en los términos contenidos en las cláusulas siguientes:

ANTECEDENTES: CLÁUSULA PRIMERA. - **LA CEDENTE** es una persona natural estudiante de la carrera de Ingeniería Ambiental, titular de los derechos patrimoniales y morales sobre el trabajo de grado **“EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LA QUEBRADA TILLITUSA MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS BAJO LA INFLUENCIA DE LA DESCARGA DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES LA MERCED, CANTÓN PÍLLARO”**, la cual se encuentra elaborada según los requerimientos académicos propios de la Facultad; y, las características que a continuación se detallan:

Historial Académico

Inicio de la carrera: Abril 2022 - Agosto 2022

Finalización de la carrera: Abril 2026 – Agosto 2026

Tutor: Ing. José Luis Agreda Oña, Mg.

Tema: **“EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LA QUEBRADA TILLITUSA MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS BAJO LA INFLUENCIA DE LA DESCARGA DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES LA MERCED, CANTÓN PÍLLARO”**

CLÁUSULA SEGUNDA. - **LA CESIONARIA** es una persona jurídica de derecho público creada por ley, cuya actividad principal está encaminada a la educación superior formando profesionales de tercer y cuarto nivel normada por la legislación ecuatoriana la misma que establece como requisito obligatorio para publicación de trabajos de investigación de grado en su repositorio institucional, hacerlo en formato digital de la presente investigación.

CLÁUSULA TERCERA. - Por el presente contrato, **LA CEDENTE** autoriza a **LA CESIONARIA** a explotar el trabajo de grado en forma exclusiva dentro del territorio de la República del Ecuador.

CLÁUSULA CUARTA. - **OBJETO DEL CONTRATO:** Por el presente contrato **LA CEDENTE**, transfiere definitivamente a **LA CESIONARIA** y en forma exclusiva los siguientes derechos patrimoniales; pudiendo a partir de la firma del contrato, realizar, autorizar o prohibir:

- a) La reproducción parcial del trabajo de grado por medio de su fijación en el soporte informático conocido como repositorio institucional que se ajuste a ese fin.
- b) La publicación del trabajo de grado.
- c) La traducción, adaptación, arreglo u otra transformación del trabajo de grado con fines académicos y de consulta.
- d) La importación al territorio nacional de copias del trabajo de grado hechas sin autorización del titular del derecho por cualquier medio incluyendo mediante transmisión.

e) Cualquier otra forma de utilización del trabajo de grado que no está contemplada en la ley como excepción al derecho patrimonial.

CLÁUSULA QUINTA. - El presente contrato se lo realiza a título gratuito por lo que **LA CESIONARIA** no se halla obligada a reconocer pago alguno en igual sentido **LA CEDENTE** declara que no existe obligación pendiente a su favor.

CLÁUSULA SEXTA. - El presente contrato tendrá una duración indefinida, contados a partir de la firma del presente instrumento por ambas partes.

CLÁUSULA SÉPTIMA. - CLÁUSULA DE EXCLUSIVIDAD. - Por medio del presente contrato, se cede en favor de **LA CESIONARIA** el derecho a explotar la obra en forma exclusiva, dentro del marco establecido en la cláusula cuarta, lo que implica que ninguna otra persona incluyendo **LA CEDENTE** podrá utilizarla.

CLÁUSULA OCTAVA. - LICENCIA A FAVOR DE TERCEROS. - **LA CESIONARIA** podrá licenciar la investigación a terceras personas siempre que cuente con el consentimiento de **LA CEDENTE** en forma escrita.

CLÁUSULA NOVENA. - El incumplimiento de la obligación asumida por las partes en la cláusula cuarta, constituirá causal de resolución del presente contrato. En consecuencia, la resolución se producirá de pleno derecho cuando una de las partes comunique, por carta notarial, a la otra que quiere valerse de esta cláusula.

CLÁUSULA DÉCIMA. - En todo lo no previsto por las partes en el presente contrato, ambas se someten a lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, Código Civil y demás del sistema jurídico que resulten aplicables.

CLÁUSULA UNDÉCIMA. - Las controversias que pudieran suscitarse en torno al presente contrato, serán sometidas a mediación, mediante el Centro de Mediación del Consejo de la Judicatura en la ciudad de Latacunga. La resolución adoptada será definitiva e inapelable, así como de obligatorio cumplimiento y ejecución para las partes y, en su caso, para la sociedad. El costo de tasas judiciales por tal concepto será cubierto por parte del estudiante que lo solicitare.

En señal de conformidad las partes suscriben este documento en dos ejemplares de igual valor y tenor en la ciudad de Latacunga, a los 05 días del mes de agosto de 2026.

Paula Mercedes Bonilla Tilinchano
LA CEDENTE

Dra. Idalia Pacheco Tigselema, Ph.D.
LA CESIONARIA

AVAL DEL TUTOR DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN

En calidad de Tutor del Proyecto de Investigación con el título:

“EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LA QUEBRADA TILLITUSA MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS BAJO LA INFLUENCIA DE LA DESCARGA DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES LA MERCED, CANTÓN PÍLLARO”, de Bonilla Tilinchano Paula Mercedes, de la carrera de Ingeniería Ambiental, considero que el presente trabajo investigativo es merecedor del Aval de aprobación al cumplir las normas, técnicas y formatos previstos, así como también ha incorporado las observaciones y recomendaciones propuestas en la pre-defensa.

Latacunga, 05 agosto del 2026

Ing. José Luis Agreda Oña, Mg.
C.C: 0401332101
DOCENTE TUTOR

AVAL DE APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE TITULACIÓN

En calidad de Tribunal de Lectores, aprobamos el presente Informe de Investigación de acuerdo a las disposiciones reglamentarias emitidas por la Universidad Técnica de Cotopaxi; y, por la Facultad de Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales; por cuanto, la postulante: Bonilla Tilinchano Paula Mercedes, con el título del Proyecto de Investigación: **“EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LA QUEBRADA TILLITUSA MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS BAJO LA INFLUENCIA DE LA DESCARGA DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES LA MERCED, CANTÓN PÍLLARO”**, ha considerado las recomendaciones emitidas oportunamente y reúne los méritos suficientes para ser sometido al acto de sustentación del trabajo de titulación.

Por lo antes expuesto, se autoriza grabar los archivos correspondientes en un CD, según la normativa institucional.

Latacunga, 05 de agosto del 2026

Dr. Manuel Patricio Clavijo Cevallos, Ph.D.
C.C: 0501444582
LECTOR 1 (PRESIDENTE)

Dra. Kalina Fonseca Largo, Mg.
C.C: 1723534457
LECTOR 2 (MIEMBRO)

Ing. Andres Sebastián Moreno Ávila, Mg.
CC: 0503220063
LECTOR 3 (MIEMBRO)

AGRADECIMIENTO

En primer lugar, agradezco a Dios por guiarme a lo largo de este proceso de formación académica, por hacer de mis trayectos los más seguros hasta este punto. Agradezco a esta hermosa institución que me dio una oportunidad de aprender de sus profesionales, formar amistades con las cuales he vivido momentos inolvidables entre risas, bromas, consejos, apoyo y sobre todo cariño incondicional. Agradecer a quien está tras este proyecto, guio mis pasos para explotar todo mi potencial y me exigió dándome un resultado satisfactorio personal, por eso a mí tutor el Ing. José Luis Agreda Oña, le deseo muchos éxitos a lo largo de su vida por ser el mentor que es, se permita seguir ayudando, fortaleciendo y ayudando a más estudiantes como lo fui yo. Agradecer a cada persona que con entusiasmo día a día preguntaban sobre mi proceso, ver reflejado en sus rostros esa pizca de orgullo y emoción fueron el pilar e impulso para no dar un paso atrás ni tampoco tirar la toalla, por eso y más agradezco a mi familia que siempre estuvo ahí para sostenerme, en especial a mi hermano Estefano que con abrazos y con palabras de ánimos la mayoría del tiempo, fue, es y sé que será siempre mi gran apoyo sé que cuento contigo en las malas y en las peores, no te lo digo mucho pero te amo.

Paula Mercedes Bonilla Tilinchano

DEDICATORIA

A lo largo de este proceso he aumentado y borrado nombres que pensé merecían estar aquí pero nunca dudé que tú papá y tu mamá merecían que yo les dedicara este gran logro para mí, han sido para mí y Estefano los papás que necesitábamos, nos aconsejaron, guiaron, formaron lo que hoy puedo decir yo, personas con valores y principios con un criterio propio defendiendo lo justo y necesario, me hicieron de carácter fuerte que hicieron que me levantara cuando creí que no podría lograrlo me sostuvieron y caminaron junto a mí este largo camino llamado "ciclo universitario", por eso y más gracias por permitirme demostrarles y demostrarme a mí misma que podía lograrlo. Mi dedicatoria no estaría completa si no te dedico a ti personita que me hace falta día a día, por darme fuerza de seguir adelante sé que tú desearías eso para mí, compartimos juntos un lapso de tiempo y aunque no pudiste quedarte conmigo para siempre porque no existe un para siempre te dedico mi escalón más grande que pude haber subido y tú fuiste quien me dio ese empujón que necesitaba, por eso y más a dónde quiera que se vayan las almas te mando un beso y un abrazo con recado que diga "lo logré por ti y por mí, cuando creí no poder".

Paula Mercedes Bonilla Tilinchano

UNIVERSIDAD TÉCNICA DE COTOPAXI
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES

TÍTULO: “EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LA QUEBRADA TILLITUSA MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS BAJO LA INFLUENCIA DE LA DESCARGA DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES LA MERCED, CANTÓN PÍLLARO”.

Autora:
Bonilla Tilinchano Paula Mercedes

RESUMEN

La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Merced", cantón Píllaro, cumple un papel clave en la gestión ambiental local, por lo que evaluar su efecto sobre el cuerpo receptor hídrico resulta prioritario para la conservación de las comunidades acuáticas de la zona. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la calidad del cuerpo hídrico influenciado por la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales La Merced mediante macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores, complementando el análisis con la caracterización fisicoquímica del efluente (según el Acuerdo Ministerial 097-A) y el Índice de Calidad del Agua ICA-NSF. Se establecieron tres puntos (punto de control aguas arriba, integración del efluente tratado al cauce receptor y a 15,76 m aguas abajo de la descarga) y se ejecutaron tres muestreos biológicos entre enero y marzo de 2026. Los macroinvertebrados se recolectaron por remoción de sustrato con tamiz de 500 μm , se conservaron en etanol al 70 % y se identificaron a nivel de familia, evaluando la calidad mediante los índices BMWP/Col, ASPT, ABI y EPT. Los resultados indicaron condiciones de calidad muy crítica a crítica según el BMWP/Col, con puntajes entre 4 y 19 en los tres puntos. El ASPT evidenció mayor variabilidad: el afluente osciló entre 2,0 y 4,75 (extremadamente contaminado a regular), mientras que el cauce receptor pasó de calidad buena a regular (5,66 y 5,33) en los dos primeros muestreos a un deterioro en la tercera (4,5). El ABI clasificó la calidad como pésima a mala en todos los puntos, con valores entre 5 y 18, y el EPT mostró una presencia escasa de organismos sensibles (5 % a 44,44 %), reflejando predominantemente calidad mala. El análisis estadístico ANOVA de dos factores, prueba de Friedman y PERMANOVA confirmó diferencias significativas asociadas al punto de muestreo, con P2 (río + efluente PTAR) como el de mayor deterioro biológico, lo cual fue corroborado por el ICA-NSF: P2 registró la categoría más baja (62,6; Media), asociada a altas concentraciones de coliformes fecales, mientras que P3 obtuvo la mejor calidad fisicoquímica (69,7; Media). En conjunto, estos resultados confirman que el cuerpo hídrico receptor presenta alta contaminación orgánica, con una influencia directa de la descarga de la PTAR sobre la estructura de la comunidad bentónica, evidencia útil para la gestión ambiental del cantón Píllaro y para el conocimiento del desempeño de plantas de tratamiento en contextos andinos.

Palabras clave: Biomonitorio, comunidades bentónicas, cuenca hidrográfica, diagnóstico ecológico, impacto antrópico.

TECHNICAL UNIVERSITY OF COTOPAXI
FACULTY OF AGRICULTURAL SCIENCE AND NATURAL RESOURCES

THEME: “ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL STATUS OF THE TILLITUSA CREEK USING BENTHIC MACROINVERTEBRATES UNDER THE INFLUENCE OF THE DISCHARGE FROM THE LA MERCED WASTEWATER TREATMENT PLANT, PÍLLARO CANTON.”

Author:

Bonilla Tilinchano Paula Mercedes

ABSTRACT

The “La Merced” Wastewater Treatment Plant, located in the Píllaro canton, plays a key role in local environmental management; therefore, assessing its impact on the receiving water body is a priority for the conservation of aquatic communities in the area. The objective of this study was to assess the quality of the water body influenced by the La Merced Wastewater Treatment Plant using benthic macroinvertebrates as bioindicators, complementing the analysis with a physicochemical characterization of the effluent (in accordance with Ministerial Agreement 097-A) and the ICA-NSF Water Quality Index. Three sampling points were established (an upstream control point, the point where the treated effluent enters the receiving waterbody, and a point 15.76 m downstream of the discharge) and three biological sampling events were conducted between January and March 2026. Macroinvertebrates were collected by substrate removal using a 500 µm sieve, preserved in 70% ethanol, and identified to the family level; water quality was assessed using the BMWP/Col, ASPT, ABI, and EPT indices. The results indicated water quality ranging from very critical to critical according to the BMWP/Col index, with scores between 4 and 19 at all three sampling sites. The ASPT showed greater variability: the tributary ranged from 2.0 to 4.75 (extremely polluted to fair), while the receiving water body shifted from good to fair quality (5.66 and 5.33) in the first two samplings to a deterioration in the third (4.5). The ABI classified the quality as very poor to poor at all sampling points, with values ranging from 5 to 18, and the EPT showed a low presence of sensitive organisms (5% to 44.44%), reflecting predominantly poor quality. Statistical analysis using two-factor ANOVA, the Friedman test, and PERMANOVA confirmed significant differences associated with the sampling site, with P2 (river + WWTP effluent) showing the greatest biological deterioration, which was corroborated by the ICA-NSF: P2 recorded the lowest category (62.6; Median), associated with high concentrations of fecal coliforms, while P3 had the best physicochemical quality (69.7; Median). Taken together, these results confirm that the receiving water body exhibits high levels of organic pollution, with a direct influence of the WWTP discharge on the structure of the benthic community—evidence that is useful for environmental management in the Píllaro canton and for understanding the performance of wastewater treatment plants in Andean contexts.

KEYWORDS: Biomonitoring, benthic Communities, Watershed, Ecological assessment, Anthropogenic impact.

ÍNDICE DE CONTENIDO

DECLARACIÓN DE AUTORÍA	ii
CONTRATO DE CESIÓN NO EXCLUSIVA DE DERECHOS DE AUTOR	iii
AVAL DEL TUTOR DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN	v
AVAL DE APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE TITULACIÓN	vi
AGRADECIMIENTO	vii
DEDICATORIA	viii
RESUMEN	ix
ÍNDICE DE CONTENIDO	xi
ÍNDICE DE TABLAS	xv
ÍNDICE DE FIGURAS	xvii
1. INFORMACIÓN GENERAL	1
2. INTRODUCCIÓN	3
3.3. Justificación Ambiental	6
3.4. Justificación Técnica	7
4. BENEFICIARIOS	8
5. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	8
6. OBJETIVOS.....	10
6.1. Objetivo General.....	10
6.2. Objetivos Específicos	10
7. ACTIVIDADES Y SISTEMA DE TAREAS EN RELACIÓN A LOS OBJETIVOS PLANTEADOS.....	11
8. FUNDAMENTACIÓN CIENTIFICO TÉCNICA.....	14
8.1. Macroinvertebrados Acuáticos	14
8.2. Macroinvertebrados Bentónicos	14
8.3. Calidad de agua	15
8.3.1. Bioindicadores de la calidad de agua	15

8.4.	Respuesta de las comunidades de macroinvertebrados a gradientes de presión antrópica.....	16
8.5.	Principales Grupos Taxonómicos De Macroinvertebrados Bentónicos	17
8.5.1.	Clasificación De Los Macroinvertebrados Bentónicos	17
8.6.	Aguas Residuales.....	18
8.6.1.	Aguas Residuales domésticas	19
8.7.	Ecosistemas lóticos de bajo orden y su vulnerabilidad a alteraciones antrópicas	19
8.8.	Índice BMWP/Col.....	20
8.9.	Índice Biótico Andino.....	21
8.10.	Índice ASPT (Average Score Per Taxon)	21
8.11.	Índice EPT	22
8.12.	Índice de Calidad de agua (ICA-NSF)	23
9.	MARCO LEGAL	23
9.1.	Constitución De La República Del Ecuador.....	24
9.2.	Código Orgánico Del Ambiente (COA)	25
9.3.	Ley Orgánica De Recursos Hídricos, Usos Y Aprovechamiento Del Agua (LORHUAA)	27
9.4.	Reglamento Del Código Orgánico Ambiental	28
9.5.	Texto Unificado De Legislación Secundaria Del Ministerio Del Ambiente (TULSMA), Reformado Mediante El Acuerdo Ministerial No. 097-A	28
9.6.	Ley Orgánica De Salud.....	29
9.7.	Acuerdo Ministerial 097-A.....	29
10.	VALIDACIÓN DE LAS PREGUNTAS CIENTÍFICAS O HIPÓTESIS	32
10.1.	Hipótesis estadística	32
11.	METODOLOGÍA Y DISEÑO EXPERIMENTAL	33
11.1.	Tipos de Investigación.....	33
11.1.1.	Investigación Cuantitativa	33
11.1.2.	Investigación Observacional.....	34

11.1.3.	Investigación Descriptiva-Comparativa	34
11.1.4	Investigación Bibliográfica	35
11.1.5	Investigación de Campo	35
11.2.	MÉTODOS	36
11.2.1.	Método Inductivo	36
11.2.2.	Método Cuantitativo	36
11.3.	TÉCNICAS.....	36
11.3.1.	Fase de Campo	36
11.3.2.	Diseño de los puntos de muestreo	37
11.3.3.	Puntos de muestreo	38
11.4.	Muestreo de Macroinvertebrados	39
11.5.	Fase Laboratorio	40
11.5.1.	Identificación Taxonómica de Macroinvertebrados Bentónicos	41
11.5.2.	Aplicación de índices Biológicos	41
11.5.3.	Tratamiento Y Análisis De Datos	42
11.5.4.	Materiales, Equipos	42
12.	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	43
12.1.	Área de estudio	43
12.1.1.	Características climáticas del área de estudio.....	44
12.2.	Identificación de muestras	45
12.2.1.	Familias de macroinvertebrados bentónicos identificados en la fase laboratorio	45
12.3.	ANOVA De Dos Factores.....	46
12.4.	Prueba de Friedman	46
12.5.	Índice BMWP/Col	47
12.5.1.	Resultados generales BMWP/Col	49
12.5.2.	Discusión del índice BMWP/Col	50

12.6.	Índice ASPT.....	53
12.6.1.	Resultados ASPT	55
12.6.2.	Discusión del índice ASPT	56
12.7.	Índice ABI (Andean Biotic Index).....	59
12.7.1.	Resultados ABI.....	60
12.7.2.	Discusión del índice ABI.....	61
12.8.	Índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera).....	64
12.8.1.	Resultados Friedman EPT	66
12.8.2.	Discusión del índice EPT	67
12.9.	Índice de Calidad de Agua (ICA-NSF).....	70
12.9.1.	Interpretación de los parámetros del ICA-NSF	72
12.9.2.	Discusión del Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF).....	73
12.10.	Análisis fisicoquímico y microbiológico oficial del efluente de la PTAR La Merced	76
12.11.	Análisis Multivariado de Varianza Permutacional (PERMANOVA).....	78
12.12.	Limitaciones del estudio	79
12.13.	Implicaciones para la gestión ambiental.....	80
13.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	81
13.1.	Conclusiones.....	81
13.2.	Recomendaciones	82
14.	BIBLIOGRAFÍA	83

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Beneficiarios directos e indirectos del proyecto de investigación.....	8
Tabla 2. Actividades y sistema de tareas en relación a los objetivos específicos planteados... 11	
Tabla 3. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce (Acuerdo 097-A, Anexo 1, tabla 9, Libro VI TULSMA).	30
Tabla 4. Criterios de calidad de aguas para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios.	31
Tabla 5. Puntajes asignados a las familias de macroinvertebrados según el índice BMWP/Col.	41
Tabla 6. Materiales y equipos utilizados en el muestreo en los diferentes puntos de la PTAR.	42
Tabla 7. Resultados del índice BMWP/Col — Muestreo 1 (enero 2026).	47
Tabla 8. Resultados del índice BMWP/Col — Muestreo 2 (febrero 2026).....	48
Tabla 9. Resultados del índice BMWP/Col — Muestreo 3 (marzo 2026).	49
Tabla 10. Resultados del índice BMWP/Col por punto y muestreo.	49
Tabla 11. ANOVA de los resultados del índice BMWP/Col.....	50
Tabla 12. Resultados del índice ASPT — Muestreo 1 (enero 2026).	53
Tabla 13. Resultados del índice ASPT — Muestreo 2 (febrero 2026).	53
Tabla 14. Resultados del índice ASPT — Muestreo 3 (marzo 2026).....	54
Tabla 15. Resultados del índice ASPT por punto y muestreo.	55
Tabla 16. ANOVA con los resultados del índice ASPT.	55
Tabla 17. Resultados del índice ABI — Muestreo 1 (enero 2026).....	59
Tabla 18. Resultados del índice ABI — Muestreo 2 (febrero 2026).	59
Tabla 19. Resultados del índice ABI — Muestreo 3 (marzo 2026).....	60
Tabla 20. Resultados del índice ABI por punto y muestreo.	60
Tabla 21. ANOVA de los resultados del índice ABI.....	61
Tabla 22. Resultados del índice EPT — Muestreo 1 (enero 2026).	64
Tabla 23. Resultados del índice EPT — Muestreo 2 (febrero 2026).....	65
Tabla 24. Resultados del índice EPT — Muestreo 3 (marzo 2026).	66
Tabla 25. Resultados del índice EPT por punto y muestreo.	66
Tabla 26. Prueba FRIEDMAN de los resultados del índice EPT.	67
Tabla 27. Tabla Resultados reales de los análisis de laboratorio para cada parámetro y por punto.	70
Tabla 28. Tabla Resultados de los subíndices de los 9 parámetros de ICA-NSF.	71

Tabla 29. Resultados del punto 1 de ICA-NSF.....	71
Tabla 30. Resultados del punto 2 de ICA-NSF.....	71
Tabla 31. Resultados del punto 3 de ICA-NSF.....	72
Tabla 32. Resultados del análisis fisicoquímico y microbiológico del efluente de la PTAR La Merced y comparación con los límites máximos permisibles establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A.	76
Tabla 33. <i>Resultados del PERMANOVA aplicado a los índices bióticos estandarizados</i>	78
Tabla 34. <i>Resultados de PERMDISP del programa R para verificar PERMANOVA</i>	78
Tabla 35. Primer muestreo en cada punto dentro del cuerpo hídrico, mes de enero.	¡Error! Marcador no definido.
Tabla 36. Segundo muestreo en cada punto, mes de febrero....	¡Error! Marcador no definido.
Tabla 37. Tercer muestreo por punto en el mes de marzo.	¡Error! Marcador no definido.
Tabla 38. <i>Trabajo de Laboratorio</i>	¡Error! Marcador no definido.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa del Área de estudio, Quebrada Tillitusa y Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Merced”	43
--	----

1. INFORMACIÓN GENERAL

Título del Proyecto:

Evaluación del estado ecológico de la quebrada Tillitusa mediante macroinvertebrados bentónicos bajo la influencia de la descarga de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales La Merced, cantón Píllaro.

Fecha de inicio: noviembre 2025

Fecha de finalización: agosto 2026

Lugar de ejecución:

Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Merced”, Cantón Píllaro, Tungurahua.

Facultad que auspicia

Facultad de Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales.

Carrera que auspicia:

Carrera de Ingeniería Ambiental

Equipo de Trabajo:

TUTOR: Ing. José Luis Agreda Oña, Mg.

LECTOR 1: Dr. Patricio Manuel Clavijo Cevallos, Ph.D.

LECTOR 2: Dra. Kalina Marcela Fonseca Largo, Mg.

LECTOR 3: Ing. Andrés Sebastián Moreno Ávila, Mg.

Coordinador del Proyecto:

El coordinador del proyecto es el/los estudiantes(s) que desarrolla(n) el trabajo de investigación

Nombre/s: Paula Mercedes Bonilla Tilinchano

Teléfonos: 0996625969

Correo electrónico: paula.bonilla8735@utc.edu.ec

Área de Conocimiento:

Ciencias Naturales, Recursos Naturales, Ambiente.

Línea de investigación:

Gestión sostenible para los recursos hídricos y tecnologías de tratamiento de aguas residuales.

Línea de vinculación de la carrera:

Saneamiento sostenible y gestión ambiental comunitaria.

2. INTRODUCCIÓN

De acuerdo con Feio et al., (2023), más de la mitad de los ríos evaluados a nivel mundial presentan una calidad biológica inferior a la considerada adecuada, lo que evidencia el deterioro generalizado de los ecosistemas fluviales. Los autores señalan que esta situación se relaciona con la acción simultánea de múltiples factores de estrés, cuyos efectos combinados sobre las comunidades biológicas aún no se comprenden completamente. Además, las alteraciones biológicas de los sistemas acuáticos no siempre son detectadas mediante mediciones fisicoquímicas puntuales, por lo que la incorporación de indicadores biológicos proporciona una evaluación más integral de la calidad del agua (Tampo et al., 2021). En este contexto, los macroinvertebrados bentónicos constituyen uno de los principales componentes utilizados en los programas de monitoreo biológico de los ecosistemas de agua dulce (Jacks et al., 2021). Asimismo, las métricas biológicas basadas en la composición, estructura y tolerancia diferencial de las comunidades de macroinvertebrados permiten evaluar la calidad del agua y determinar el estado ecológico de los cuerpos hídricos frente a distintos grados de alteración ambiental (Tampo et al., 2021).

Estudios realizados en Ecuador han demostrado la utilidad de los macroinvertebrados bentónicos para evaluar la calidad del agua en ecosistemas fluviales mediante la aplicación de índices biológicos y diferentes niveles de resolución taxonómica (Alcívar et al., 2025; Sotomayor et al., 2022). En el área de Protección Hídrica Quinllunga, provincia de Bolívar, la aplicación de los índices BMWP/Col y ABI permitió obtener clasificaciones consistentes de la calidad del agua, mientras que la composición de las comunidades de macroinvertebrados respondió a las variaciones de las condiciones ambientales, confirmando la sensibilidad de estos organismos frente a las alteraciones del hábitat (Alcívar et al., 2025). Por otra parte, un estudio realizado en la cuenca del río Paute demostró que la identificación de macroinvertebrados a nivel de familia proporciona resultados comparables a los obtenidos mediante identificaciones

a nivel de género para la evaluación de la calidad del agua, lo que constituye una alternativa confiable para optimizar el tiempo y los recursos requeridos en los programas de biomonitoreo (Sotomayor et al., 2022).

Los ríos receptores de efluentes provenientes de plantas de tratamiento de agua residuales constituyen ecosistemas donde las comunidades bentónicas pueden responder a las alteraciones derivadas de las actividades humanas. En este contexto, la quebrada Tillitusa, receptora de la descarga de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) La Merced en el cantón Píllaro, carece de estudios previos que documenten su estado ecológico bajo la influencia de dicho efluente. Ante esta falta de información, el presente estudio se planteó como objetivo general evaluar el estado ecológico de la quebrada Tillitusa mediante macroinvertebrados bentónicos e indicadores fisicoquímicos, considerando las presiones antrópicas presentes en el área de estudio. Para ello, se establecieron tres objetivos específicos orientados a: 1) caracterizar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y las condiciones fisicoquímicas del agua, 2) evaluar el estado ecológico mediante los índices biológicos BMWP/Col, ABI, ASPT y EPT; y 3) comparar el estado ecológico entre los puntos de muestreo para determinar las variaciones asociadas al gradiente de presiones antrópicas, incluyendo la descarga de la PTAR La Merced. De esta manera, el estudio busca generar información técnica que contribuya a la gestión y monitoreo ambiental del recurso hídrico en la zona.

3. JUSTIFICACIÓN DEL PROYECTO

3.1. Justificación Académica

La presente investigación posee relevancia académica al contribuir a la generación de conocimiento sobre la evaluación de la calidad del agua mediante macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores en ecosistemas fluviales. Si bien el biomonitoreo basado en estos organismos ha experimentado un notable desarrollo en América Latina, aún persisten

desafíos relacionados con el fortalecimiento del conocimiento taxonómico, la adaptación de herramientas de evaluación a las condiciones regionales y la consolidación de programas de monitoreo biológico que respalden la gestión sostenible de los recursos hídricos (Cortelezzi & Paz, 2023). En Ecuador, investigaciones recientes desarrolladas en sistemas fluviales han evidenciado la utilidad de los macroinvertebrados bentónicos y de los índices biológicos para evaluar la calidad ecológica del agua y generar información de apoyo al monitoreo de los ecosistemas acuáticos (Alvarado et al., 2025). Bajo esta perspectiva, la presente investigación aporta evidencia sobre la aplicación de estas herramientas en un sistema hídrico influenciado por una planta de tratamiento de aguas residuales, ampliando el conocimiento disponible sobre la evaluación biológica de la calidad del agua en los ecosistemas fluviales del país.

3.2. Justificación Social

La presente investigación también se justifica desde el ámbito social, debido a que la calidad del agua y la gestión adecuada de las aguas residuales constituyen elementos fundamentales para la protección de la salud de la población y del ambiente, así como para el uso sostenible de los recursos hídricos (INEC, 2025). En este marco, el barrio La Merced se encuentra directamente vinculado a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales La Merced, conforme a la planificación e infraestructura registradas en el Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del cantón Píllaro (Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Santiago de Píllaro, 2020). De acuerdo con la información proporcionada por el ingeniero a cargo de la operación de la PTAR La Merced, la planta recibe únicamente las aguas residuales provenientes de dicho barrio (Ingeniero a cargo de la operación de la PTAR La Merced, comunicación personal, 7 de julio de 2026), y su efluente tratado es descargado directamente al cuerpo hídrico receptor, utilizado por habitantes de asentamientos ubicados aguas abajo del punto de descarga. Por ello, disponer de información sobre el estado ecológico de dicho cuerpo hídrico constituye un insumo para fortalecer la gestión ambiental del recurso, apoyar la toma

de decisiones y contribuir a la protección del ambiente y al bienestar de la población, en concordancia con el derecho de la población a vivir en un ambiente sano y ecológicamente equilibrado que garantice la sostenibilidad y el Buen Vivir, conforme a la Constitución de la República del Ecuador (Asamblea Nacional del Ecuador, 2008)

3.3. Justificación Ambiental

La contaminación de los recursos hídricos generadas por las actividades antropogénicas y la descarga de aguas residuales representa una problemática ambiental que puede afectar el equilibrio de los ecosistemas acuáticos. Por ello, la evaluación de la calidad del agua requiere métodos complementarios que permiten conocer no solo sus características fisicoquímicas, sino también la respuesta de las comunidades biológicas presentes en estos ambientes.

En este contexto, los macroinvertebrados bentónicos son considerados bioindicadores eficientes debido a su sensibilidad frente a cambios en las condiciones ambientales, permitiendo identificar alteraciones relacionadas con contaminación orgánica y deterioro de la calidad del agua (Orozco-González & Ocasio-Torres, 2023). Además, su aplicación mediante índices biológicos facilita una evaluación integral del estado ecológico de los cuerpos hídricos, complementando los análisis tradicionales (Sinche et al., 2023).

Por lo tanto, la presente investigación se justifica ambientalmente debido a la necesidad de evaluar la calidad del agua en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales La Merced del cantón Pillaro mediante macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. Los resultados permitirán generar información técnica sobre las condiciones ambientales del sistema, aportar el seguimiento de la eficiencia del tratamiento y contribuir a la gestión sostenible de los recursos hídricos.

3.4. Justificación Técnica

La selección de índices bióticos como BMWP/Col, ABI, EPT y ASPT se fundamenta en la necesidad de emplear herramientas de evaluación adaptadas a las características ecológicas de los ecosistemas andinos y neotropicales. La validez de un índice biológico depende de su calibración regional, debido a que la sensibilidad y tolerancia de las familias de macroinvertebrados pueden variar según las condiciones ambientales de cada zona. En este sentido, Hora Revilla et al., (2025) señalan que la calibración del índice BMWP para ecosistemas altoandinos permite mejorar su capacidad para diferenciar condiciones de alteración ambiental, demostrando la importancia de utilizar metodologías ajustadas al contexto regional y no índices desarrollados para otras regiones con características ecológicas diferentes.

Cabe precisar que el BMWP/Col, el ASPT, el ABI y el EPT no constituyen evidencia multivariada entre sí, dado que los cuatro se calculan a partir de la misma matriz de composición taxonómica de macroinvertebrados registrada en cada punto y muestreo. Su aplicación conjunta responde a que cada índice enfatiza un aspecto distinto de esa misma comunidad: el BMWP/Col acumula la sensibilidad entre el número de familias registradas, el ABI ajusta esos puntajes a la fauna altoandina, y el EPT se centra en la presencia de órdenes particularmente sensibles. Por lo tanto, la coincidencia entre estos índices debe interpretarse como consistencia metodológica entre distintas lecturas de una misma comunidad biológica, y no como una replicación estadística independiente del efecto observado.

Asimismo, el diseño de muestreo mediante puntos ubicados aguas arriba y aguas debajo de la descarga de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales permite evaluar las variaciones asociadas al aporte del efluente sobre el ecosistema receptor. La comparación entre el punto de control aguas arriba y los sitios influenciados por la descarga permite identificar cambios en las comunidades bentónicas relacionados con el funcionamiento de la PTAR, considerando que las

diferencias observadas pueden estar asociadas al gradiente de influencia generado por el vertido. Silva et al., (2024) aplicaron un diseño en sitios ubicados antes y después descargas de plantas de tratamiento, demostrando que esta distribución espacial permite analizar la influencia de los efluentes sobre las comunidades biológicas receptoras.

4. BENEFICIARIOS

Tabla 1. *Beneficiarios directos e indirectos del proyecto de investigación.*

Beneficiarios Directos	Beneficiarios Indirectos
Los beneficiarios directos de la presente investigación serán aproximados 1.490 habitantes del sector La Merced del Cantón Píllaro, debido a que los resultados generados permitirán disponer de información técnica sobre la calidad del agua asociada al funcionamiento de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales y su posible influencia en el entorno acuático. Asimismo, la investigadora se beneficia directamente mediante el fortalecimiento de sus competencias técnicas y académicas en el área de monitoreo ambiental, evaluación de la calidad del agua y aplicación de bioindicadores.	A beneficiaros indirectos se consideran las autoridades ambientales y locales del cantón Píllaro, quienes podrán utilizar la información obtenida como un aporte técnico para la gestión, seguimiento y toma de decisiones relacionadas con el manejo del recurso hídrico. De igual manera, la comunidad académica de la Universidad Técnica de Cotopaxi podrá beneficiarse del conocimiento generado, el cual puede servir como referencia para futuras investigaciones relacionadas con la evaluación ecológica de cuerpos de agua y el uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores ambientales.

Nota. La cantidad de 1.490 habitantes corresponde a la población de diseño registrada para la PTAR La Merced y no necesariamente al número actual de usuarios conectados, Elaboración Propia (2026).

5. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

A pesar de la implementación de plantas de tratamiento de aguas residuales como una medida para reducir la carga contaminante generada por las actividades urbanas, la evaluación de la

calidad del agua mediante indicadores biológicos continúa siendo necesaria para determinar la respuesta ecológica de los cuerpos hídricos receptores frente a la descarga de efluentes tratados. Los análisis basados en comunidades de macroinvertebrados bentónicos permiten identificar alteraciones ambientales y complementar la información obtenida mediante parámetros fisicoquímicos, debido a que estos organismos responden a cambios en las condiciones del ecosistema acuático (Alvarado et al., 2025).

En el cantón Píllaro, la Planta de Tratamiento de Aguas de Residuales “La Merced” descarga sus efluentes tratados hacia un cuerpo hídrico receptor, cuya calidad ecológica puede verse influenciada por las características del vertido y las condiciones ambientales del sistema acuático. Estudios recientes han demostrado que las descargas provenientes de plantas de tratamiento pueden generar modificaciones en la estructura y composición de las comunidades biológicas presentes en los ecosistemas receptores, por lo que resulta necesario evaluar sus posibles efectos mediante herramientas de monitoreo ecológico (Albini et al., 2023; Silva et al., 2024).

En este contexto surge la necesidad de evaluar la calidad del agua del sistema hídrico influenciado por la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Merced”, mediante el análisis de comunidades de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. Esta evaluación permitirá determinar el estado ecológico del cuerpo hídrico y generar información técnica sobre la posible influencia del efluente tratado en las condiciones ambientales del ecosistema receptor.

6. OBJETIVOS

6.1.Objetivo General

Evaluar el estado ecológico de la quebrada Tillitusa mediante macroinvertebrados bentónicos e indicadores fisicoquímicos, considerando las presiones antrópicas presentes en el área de estudio.

6.2.Objetivos Específicos

Caracterizar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y condiciones fisicoquímicas del agua mediante el registro de los parámetros necesarios para el cálculo del Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF).

Valorar el estado ecológico de la quebrada Tillitusa mediante la aplicación de los índices biológicos BMWP/Col, ABI, ASPT y EPT.

Comparar el estado ecológico entre los puntos de muestreo para determinar las variaciones asociadas al gradiente de presiones antrópicas presentes a lo largo de la quebrada Tillitusa, incluyendo la descarga de la PTAR La Merced.

7. ACTIVIDADES Y SISTEMA DE TAREAS EN RELACIÓN A LOS OBJETIVOS PLANTEADOS

Tabla 2. *Actividades y sistema de tareas en relación a los objetivos específicos planteados.*

Objetivos Específicos	Metodología	Actividades	Resultados Esperados	Variables	Indicadores/Categorías
Caracterizar las comunidades macroinvertebrados bentónicos condiciones fisicoquímicas del agua mediante el registro de los parámetros necesarios para el cálculo del Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF).	Metodología de campo con enfoque descriptivo y muestreo biológico.	Reconocimiento y georreferenciación del área de estudio. Delimitación de tres puntos de muestreo: P1 (aguas arriba de la descarga del efluente de tratado) y P3 (aguas debajo de la descarga, con posible influencia adicional de otras presiones antrópicas). Recolección de macroinvertebrados bentónicos mediante la técnica de remoción de sustrato con tamiz de 500 um. Medición in situ de sólidos disueltos totales (TDS). Toma y preservación de muestras de agua para el análisis de los parámetros	Puntos de muestreo definidos y georreferenciados. Muestras biológicas recolectadas y conservadas adecuadamente. Base de datos parámetros fisicoquímicos para el cálculo del ICA-NSF	Comunidad de macroinvertebrados bentónicos; condiciones fisicoquímicas del agua (variables dependientes).	Riqueza y composición taxonómica (familia); parámetros fisicoquímicos: Ph, OD, temperatura, TDS, DBO5, nitratos, fosfatos, turbidez, coliformes fecales.

físicoquímicos requeridos para el cálculo del Índice de Calidad del Agua (ICA) en laboratorio acreditado.

Conservación y rotulación de las muestras biológicas.

Ejecución de los muestreos programados

Valorar el estado ecológico de la quebrada Tillitusa mediante la aplicación de los índices biológicos BMWP/Col, ABI, ASPT y EPT.	Metodología analítica de laboratorio con enfoque descriptivo e interpretativo.	Limpieza y separación de las muestras biológicas. Identificación taxonomía de macroinvertebrados bentónicos a nivel de familia mediante claves. Elaboración del listado taxonómico por punto y muestreo	Inventario taxonómico de macroinvertebrados bentónicos. Clasificación del estado ecológico de cada punto de muestreo mediante índices biológicos. Caracterización de la calidad físicoquímica del agua mediante el Índice de Calidad	Estado ecológico/ calidad biológica del agua (variable dependiente derivada).	Puntajes BMWP/Col, ASPT, ABI, %EPT Categorías: Muy crítica, crítica, dudosa, regular, buena, Muy buena (según cada índice)
---	--	---	--	---	---

			del Agua (ICA-NSF).		
Comparar el estado ecológico entre los puntos de muestreo para determinar las variaciones asociadas al gradiente de presiones antrópicas presentes a lo largo de la quebrada Tillitusa, incluyendo la descarga de la PTAR La Merced.	Metodología comparativa mediante análisis estadístico univariado y multivariado.	Comparación de los índices biológicos y del ICA-NSF entre los puntos de muestreo. Aplicación de ANOVA de dos factores sin repetición para las variables que cumplan los supuestos estadísticos. Aplicación de la prueba de Friedman para el índice EPT. Aplicación de PERMANOVA para evaluar diferencias en la composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos entre los puntos de muestreo. Interpretación de las variaciones observadas a lo largo del gradiente de presiones antrópicas.	Determinación de las variaciones del estado ecológico entre los puntos de muestreo. Identificación de diferencias significativas en la composición de las comunidades bentónicas y en la calidad del agua. Información técnica para apoyar la gestión y el monitoreo ambiental de la quebrada Tillitusa.	Punto de muestreo (Variable independiente); estado ecológico/calidad del agua (variable dependiente).	P1, P2, P3 (niveles del gradiente); diferencias significativas mediante ANOVA, Friedman y PERMANOVA.

Nota. Elaboración propia (2026)

8. FUNDAMENTACIÓN CIENTIFICO TÉCNICA

8.1. Macroinvertebrados Acuáticos

Los macroinvertebrados acuáticos son organismos invertebrados visibles a simple vista que habitan en diversos sustratos presentes en los ecosistemas acuáticos, como rocas, sedimentos, hojarasca, troncos y vegetación sumergida. Este grupo comprende principalmente insectos, moluscos, anélidos, crustáceos y platelmintos, distribuidos tanto en ecosistemas lóticos como lénticos (Chaves & Franco, 2021).

Los macroinvertebrados bentónicos son ampliamente utilizados como bioindicadores de la calidad del agua debido a que presentan diferentes niveles de sensibilidad frente a las alteraciones ambientales y la contaminación. La composición, abundancia y diversidad de estas comunidades permiten evaluar el estado ecológico de los cuerpos de agua, ya que reflejan los efectos acumulados de las condiciones ambientales a lo largo del tiempo y complementan la información obtenida mediante análisis fisicoquímicos convencionales (Sinche et al., 2023).

8.2. Macroinvertebrados Bentónicos

Los macroinvertebrados bentónicos son organismos que habitan sobre o dentro del sustrato de los cuerpos de agua durante la totalidad o parte de su ciclo de vida. Se encuentran asociados a diferentes tipos de sustrato, como sedimentos, rocas, grava, arena, troncos y acumulaciones de hojarasca, donde conforman comunidades cuya composición varía de acuerdo con las características del ambiente acuático (Castillo et al., 2021).

La composición, riqueza y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos constituyen herramientas ampliamente utilizadas para la evaluación del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos. El análisis de estas comunidades permite identificar cambios en las condiciones ambientales y complementar la información obtenida mediante parámetros

físicoquímicos, proporcionando una evaluación integral de la calidad del agua (Sinche et al., 2023).

8.3. Calidad de agua

La calidad del agua corresponde al conjunto de características físicas, químicas y biológicas que determina las condiciones de un cuerpo hídrico y permiten evaluar su aptitud para sostener los procesos ecológicos y los diferentes usos del recurso. Su evaluación requiere la integración de diversos indicadores que reflejen tanto las condiciones ambientales del agua como la respuesta del ecosistema frente a las perturbaciones naturales y antrópicas (Torres-Cervera et al., 2022).

El Índice de Calidad del Agua (ICA) es ampliamente utilizado entre todos los índices de calidad de agua existentes siendo diseñado en 1970, y puede ser utilizado para medir los cambios en la calidad del agua en tramos particulares (Brown et al., 1970). No obstante, las investigaciones recientes señalan la necesidad de continuar perfeccionando estos índices mediante la incorporación de nuevos enfoques científicos. Incluyendo criterios ecológicos que permitan obtener evaluaciones más integrales de los ecosistemas acuáticos (Chidiac et al., 2023).

8.3.1. Bioindicadores de la calidad de agua

Los bioindicadores son organismos o comunidades biológicas cuya presencia, composición y abundancia permiten evaluar las condiciones ambientales de un ecosistema, debido a que presentan diferentes niveles de sensibilidad o tolerancia frente a las alteraciones del medio. En los ecosistemas acuáticos, los macroinvertebrados bentónicos constituyen uno de los bioindicadores más utilizados, ya que responden a las variaciones en la calidad del agua y del hábitat, proporcionando información sobre el estado ecológico de los cuerpos hídricos (Orozco-González & Ocasio-Torres, 2023).

La evaluación de la calidad del agua mediante bioindicadores ofrece ventajas frente al análisis exclusivos de parámetros físicoquímicos, ya que estos últimos representan únicamente las condiciones existentes en el momento del muestreo. En contraste, las comunidades biológicas integran los efectos acumulados de las perturbaciones ambientales a lo largo del tiempo, permitiendo detectar alteraciones persistentes que no podrían evidenciarse mediante mediciones puntuales (Tampo et al., 2021).

La información obtenida a partir de los organismos bioindicadores pueden interpretarse mediante índices biológicos, los cuales relacionan la composición y sensibilidad de las comunidades con diferentes categorías de la calidad ecológica. Para garantizar una evaluación confiable, estos índices deben desarrollarse o adaptarse a las condiciones ecológicas y biogeográficas de la región donde serán aplicados, debido a que la respuesta de los organismos puede variar entre distintos ecosistemas (Hora Revilla et al., 2025).

8.4. Respuesta de las comunidades de macroinvertebrados a gradientes de presión antrópica

Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos responden de manera diferenciada a los gradientes de presión antrópica presentes en los ecosistemas acuáticos, modificando su composición, riqueza y estructura en función de intensidad y el tipo de perturbación. En ambientes sometidos a múltiples fuentes de presión, las comunidades tienden a experimentar procesos de homogeneización biótica, caracterizados por la disminución de taxones sensibles y el predominio de organismos tolerantes, lo que reduce la diversidad ecológica y altera el funcionamiento del ecosistema. Estas respuestas permiten identificar patrones especiales de alteración ambiental y constituyen una herramienta útil para evaluar el estado ecológico de los cuerpos de agua sometidos a diferentes niveles de intervención antrópica (Latinopoulos et al., 2023).

8.5. Principales Grupos Taxonómicos De Macroinvertebrados Bentónicos

Los macroinvertebrados bentónicos comprenden un conjunto diverso de organismos pertenecientes principalmente al filo Arthropoda, representando en su mayoría por insectos acuáticos, así como por moluscos, anélidos, crustáceos y otros invertebrados asociados al fondo de los ecosistemas acuáticos. En los programas de biomonitoreo, los insectos acuáticos constituyen el grupo predominante debido a su elevada diversidad y a la amplia variabilidad en su tolerancia frente a las alteraciones ambientales, características que los convierten en un componente fundamental para la evaluación de la calidad del agua (Grover et al., 2022)

La identificación taxonómica de los macroinvertebrados bentónicos constituye una etapa esencial en la evaluación ecológica de los cuerpos de agua, ya que permite reconocer la composición de las comunidades biológicas y aplicar índices que relacionan la sensibilidad de los diferentes taxones con las condiciones ambientales del ecosistema. En este contexto, la identificación a nivel de familia representa un nivel taxonómico ampliamente utilizado en los programas de biomonitoreo, debido a que ofrece un equilibrio entre precisión, viabilidad operativa y capacidad para evaluar la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos (Sinche et al., 2023).

8.5.1. Clasificación De Los Macroinvertebrados Bentónicos

Los macroinvertebrados bentónicos puede clasificarse de acuerdo con sus características funcionales y ecológicas, lo que permite comprender su papel dentro de los ecosistemas acuáticos y su respuesta frente a las alteraciones ambientales. Entre las clasificaciones más utilizadas se encuentran los gremios tróficos y los grupos funcionales de alimentación, los cuales agrupan a los organismos según la forma en que obtienen y procesan el alimento. Estas categorías aportan información sobre el funcionamiento ecológico de los cuerpos de agua y

complementan la interpretación de los índices biológicos utilizados en los programas de biomonitoreo (Carrasco-Badajoz et al., 2022).

Otra clasificación ampliamente utilizada considera la sensibilidad de los macroinvertebrados frente a la contaminación y a las perturbaciones de origen antrópico. Bajo este enfoque, los organismos pueden agruparse a taxones sensibles, resistentes y tolerantes, de acuerdo con su capacidad para persistir bajo diferentes condiciones ambientales, Esta clasificación constituye la base de numerosos índices biológicos, ya que permite interpretar los cambios en la composición de las comunidades y evaluar los gradientes de alteración ecológica presentes en los ecosistemas acuáticos (Tampo et al., 2021).

8.6. Aguas Residuales

Las aguas residuales son el resultado del uso del agua en actividades domésticas, comerciales industriales, institucionales y de servicios, incorporando una amplia variedad de contaminantes de naturaleza física, química y biológica. Su composición depende del origen de la descarga y de las actividades que la generan, pudiendo contener materia orgánica, nutrientes, sólidos suspendidos, microorganismos patógenos y otros compuestos que, al ser vertidos sin un tratamiento adecuado, representan un riesgo para la salud pública y para el equilibrio de los ecosistemas acuáticos (Koul et al., 2022).

La gestión y el tratamiento de las aguas residuales constituyen estrategias fundamentales para reducir la carga contaminante que llega a los cuerpos receptores y minimizar los efectos ambientales asociados a su descarga. La aplicación de procesos de tratamiento permite disminuir la concentración de contaminantes físicos, químicos y biológicos presentes en el efluente, favoreciendo la protección de los ecosistemas acuáticos y la conservación de la calidad del recurso hídrico (Kogut et al., 2026; Koul et al., 2022).

8.6.1. Aguas Residuales domésticas

Las aguas residuales domésticas son aquellas generadas principalmente por las actividades cotidianas desarrolladas en viviendas y edificaciones, incluyendo el uso de sanitarios, duchas, lavamanos, cocinas y lavanderías. Estas aguas contienen elevadas concentraciones de materia orgánica biodegradable, sólidos suspendidos, nutrientes como nitrógeno y fósforo, microorganismos patógenos y una creciente diversidad de contaminantes emergentes derivados del uso de productos de higiene personal, detergentes, fármacos y otras sustancias de consumo doméstico (Kogut et al., 2026; Koul et al., 2022). Debido a su composición, el vertimiento de aguas residuales domésticas sin un tratamiento adecuado puede ocasionar el deterioro de la calidad del agua, favorecer procesos de eutrofización, disminuir el oxígeno disuelto y alterar la estructura y el funcionamiento de las comunidades biológicas presentes en los ecosistemas acuáticos. Por ello, su tratamiento constituye una medida esencial para disminuir la carga contaminante antes de la descarga al cuerpo receptor, contribuyendo a la protección ambiental y a la conservación de los recursos hídricos (Kogut et al., 2026; Koul et al., 2022).

8.7. Ecosistemas lóticos de bajo orden y su vulnerabilidad a alteraciones antrópicas

Los ecosistemas lóticos de bajo orden, como las quebradas de cabecera, desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento de la integridad ecológica de las cuencas hidrográficas. Estos sistemas se caracterizan por presentar caudales relativamente reducidos y una limitada capacidad de dilución, lo que los hace especialmente susceptibles a las alteraciones derivadas de fuentes puntuales de contaminación. En este contexto las descargas provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales pueden modificar la dinámica biogeoquímica del cuerpo receptor y generar cambios en la disponibilidad de nutrientes y otros componentes de la calidad del agua, particularmente durante periodos del caudal base, cuando la capacidad de disolución del sistema es menor (Spill et al., 2024).

La vulnerabilidad de estos ecosistemas se incrementa cuando las descargas de efluentes se combinan con otras presiones antrópicas presentes en la cuenca. Como las actividades agropecuarias o los cambios en el uso del suelo. Aunque el tratamiento de las aguas residuales reduce significativamente la carga contaminante, diversos estudios han demostrado que los niveles actuales de tratamiento no siempre son suficientes para evitar efectos sobre la calidad del agua y el funcionamiento ecológico de los cuerpos receptores ubicados aguas abajo de los puntos de descarga. Por ello, la evaluación del estado ecológico mediante indicadores biológicos constituye una herramienta esencial para identificar la respuesta de estos ecosistemas frente a múltiples presiones ambientales (Jones et al., 2022).

8.8.Índice BMWP/Col

El índice Biological Monitoring Working Party adaptado para Colombia (BMWP/Col) es uno de los índices biológicos más utilizados para evaluar la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos mediante comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Su fundamento consiste en asignar un puntaje de sensibilidad a cada familia más sensible reciben valores más altos y las más tolerantes obtienen menores. La calificación final se obtiene mediante la sumatoria de los puntajes asignados a las familias registradas durante el muestro, permitiendo clasificar la calidad del agua en diferentes categorías ecológicas (Roldán-Pérez, 2016).

El BMWP/Col constituye una herramienta ampliamente empleada en programas de biomonitoreo debido a su facilidad de aplicación y a su capacidad para integrar la respuesta de las comunidades biológicas frente a las alteraciones ambientales. Estudios recientes destacan la importancia de emplear índices bióticos adaptados o calibrados para las condiciones ecológicas de cada región, con el fin de mejorar la precisión de la evaluación del estado ecológico de los cuerpos de agua (Hora Revilla et al., 2025). La clasificación de las familias de

macroinvertebrados y sus respectivos puntajes de sensibilidad utilizados por este índice se presentan en el ANEXO (adaptado de Roldán-Pérez, 2016).

8.9. Índice Biótico Andino

El índice Biótico Andino (ABI, Andean Biotic Index) es un índice biológico desarrollado específicamente para evaluar el estado ecológico de ríos y quebradas andinas mediante la sensibilidad diferencial de las familias de macroinvertebrados bentónicos frente a la contaminación. Su cálculo consiste en asignar un valor de sensibilidad a cada familia identificada y obtener una puntuación total mediante la sumatoria de dichos valores, lo que permite clasificar la calidad ecológica del cuerpo de agua en diferentes categorías (Rios-Touma et al., 2014).

Debido a que el ABI fue diseñado considerando las características ecológicas de los ecosistemas altoandinos, constituye una herramienta apropiada para la evaluación biológica de cuerpos de agua de esta región. Estudios recientes desarrollados en cuencas andinas ecuatorianas han confirmado su utilidad para evaluar gradientes de alteraciones asociados a actividades agropecuarias y descargas domésticas, además de resaltar la importancia de emplear índices adaptados regionalmente para mejorar la confiabilidad de las evaluaciones ecológicas (Armijos-Arcos et al., 2025; Hora Revilla et al., 2025). La tabla de puntuación correspondiente a las familias consideradas por este índice se presenta en el ANEXO.

8.10. Índice ASPT (Average Score Per Taxon)

El Average Scores Per Taxon (ASPT) es un índice biológico derivado del BMWP/Col que permite estimar la sensibilidad promedio de las familias de macroinvertebrados bentónicos presentes en un cuerpo de agua. Su cálculo consiste en dividir el puntaje total obtenido mediante BMWP/Col entre el número de familias registradas en la muestra, proporcionando un valor que

expresa la tolerancia media de la comunidad frente a las alteraciones ambientales y complementa la interpretación del índice BMWP/Col (Alvear-Sayavedra et al., 2026).

La interpretación del ASPT se basa en el valor promedio de sensibilidad de las familias identificadas, donde valores elevados indican el predominio de organismos sensibles y mejores condiciones ecológicas, mientras que valores bajos evidencian comunidades dominadas por taxones tolerantes y un mayor grado de perturbación ambiental. Estudios recientes en ecosistemas andino-amazónico ecuatorianos han demostrado que este índice constituye una herramienta complementaria para la evaluación biológica, ya que permite identificar cambios en la estructura funcional de las comunidades de macroinvertebrados asociados a gradientes de presión antrópica, incluyendo sitios influenciados por descargas de aguas residuales, incluso cuando otros índices presentan diferencias menos evidentes en su clasificación (Alvear-Sayavedra et al., 2026).

8.11. Índice EPT

El índice EPT se fundamenta en la riqueza de familias pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, considerados entre los grupos de macroinvertebrados bentónicos más sensibles a las alteraciones de la calidad del agua. La presencia y diversidad de estos organismos constituyen un indicador del buen estado ecológico de los ecosistemas lóticos, debido a su baja tolerancia frente a diferentes tipos de contaminación (Sinche et al., 2023). La interpretación del índice EPT se realiza a partir del número de familias registradas de estos tres órdenes, donde valores elevados reflejan mejores condiciones ecológicas y una menor alteración del ecosistema, mientras que valores bajos indican un deterioro de la calidad ambiental. Investigaciones recientes en ríos andinos han demostrado que este índice constituye una herramienta útil para evaluar la integridad ecológica de los cuerpos de agua, aunque su aplicación se recomienda de manera complementaria con otros índices biológicos, como el ABI

y el BMWP/Col, para obtener una evaluación más robusta del estado ecológico (Pimentel et al., 2022).

8.12. Índice de Calidad de agua (ICA-NSF)

El índice de Calidad del Agua (ICA-NSF) es una herramienta que integra múltiples parámetros físicos, químicos y, dependiendo de la metodología utilizada, biológicos, en un único valor numérico que facilita la evaluación e interpretación de la calidad del agua. Su finalidad es sintetizar información compleja mediante una clasificación que permite identificar diferentes categorías de calidad, desde condiciones excelentes hasta altamente deterioradas (Chidiac et al., 2023). En ecosistemas acuáticos, el ICA-NSF constituye un complemento de la evaluación biológica, ya que proporciona información sobre las condiciones fisicoquímicas del cuerpo de agua al momento del muestreo. Estudios recientes desarrollados en cuencas andinas ecuatorianas han empleado este índice conjuntamente con indicadores biológicos como el ABI y el BMWP/Col para obtener una evaluación más integral del estado ecológicos de los sistemas hídricos sometidos a diferentes presiones antrópicas (Armijos-Arcos et al., 2025).

9. MARCO LEGAL

El presente estudio se sustenta en el marco legal vigente en el Ecuador, el cual regula la gestión integral del recurso hídrico, la protección del ambiente, el tratamiento de aguas residuales y el control de la calidad del agua, con el fin de garantizar el derecho de la población a un ambiente sano y ecológicamente equilibrado.

9.1.Constitución De La República Del Ecuador

Título II Derechos / Capítulo Segundo Derechos del Buen Vivir / Sección Primera Agua y Alimentación

Art. 12.- El derecho humano al agua es fundamental e irrenunciable. El agua constituye patrimonio nacional estratégico de uso público, inalienable, imprescriptible, inembargable y esencial para la vida.

Título II Derechos / Capítulo segundo Derechos del buen vivir / Sección segunda Ambiente sano

Art. 14.- Se reconoce el derecho de la población a vivir en un ambiente sano y ecológicamente equilibrado, que garantice la sostenibilidad y el buen vivir, *sumak kawsay*. Se declara de interés público la preservación del ambiente, la conservación de los ecosistemas, la biodiversidad y la integridad del patrimonio genético del país, la prevención del daño ambiental y la recuperación de los espacios naturales degradados.

En materia de responsabilidad ambiental, la Constitución establece los principios de prevención y precaución frente a impactos ambientales negativos, la responsabilidad objetiva por daños ambientales —con la consecuente obligación de restauración integral de los ecosistemas afectados— y el deber del Estado de establecer mecanismos de prevención y control de la contaminación. Estos principios sustentan la exigencia de monitoreo ambiental permanente sobre los cuerpos hídricos receptores de efluentes tratados, como el evaluado en la presente investigación.

Título VII Régimen del Buen Vivir / Capítulo segundo /Biodiversidad y recursos naturales
/Sección Sexta Agua

Art. 411.- El Estado garantizará la conservación, recuperación y manejo integral de los recursos hídricos, cuencas hidrográficas y caudales ecológicos asociados al ciclo hidrológico. Se regulará toda actividad que pueda afectar la calidad y cantidad de agua, y el equilibrio de los ecosistemas, en especial en las fuentes y zonas de recarga de agua.

9.2.Código Orgánico Del Ambiente (COA)

Libro Tercero de la Calidad Ambiental/ Título II Sistema Único de Manejo Ambiental /
Capítulo I del Régimen Institucional

Art. 160.- Del Sistema Único de Manejo Ambiental. El Sistema Único de Manejo Ambiental determinará y regulará los principios, normas, procedimientos y mecanismos para la prevención, control, seguimiento y reparación de la contaminación ambiental.

Las instituciones del Estado con competencia ambiental deberán coordinar sus acciones, con un enfoque transectorial, a fin de garantizar que cumplan con sus funciones y de asegurar que se evite en el ejercicio de ellas superposiciones, omisiones, duplicidad, vacíos o conflictos.

El Art. 161 establece que la Autoridad Ambiental Nacional deberá dictar y actualizar periódicamente criterios y normas técnicas que garanticen la calidad ambiental. Los Gobiernos Autónomos Descentralizados podrán adoptar normas más rigurosas que las nacionales, previa aprobación de la Autoridad Ambiental, pero en ningún caso podrán implementar normas regresivas en materia ambiental.

Título II Sistema Único de Manejo Ambiental / Capítulo V Calidad de los Componentes Bióticos

Art. 191.- Del monitoreo de la calidad del aire, agua y suelo. La Autoridad Ambiental Nacional o el Gobierno Autónomo Descentralizado competente, en coordinación con las demás autoridades competentes, según corresponda, realizarán el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire, agua y suelo, de conformidad con las normas reglamentarias y técnicas que se expidan para el efecto. Se dictarán y actualizarán periódicamente las normas técnicas, de conformidad con las reglas establecidas en este Código. Las instituciones competentes en la materia promoverán y fomentarán la generación de la información, así como la investigación sobre la contaminación atmosférica, a los cuerpos hídricos y al suelo, con el fin de determinar sus causas, efectos y alternativas para su reducción.

Art. 196.- Tratamiento de aguas residuales urbanas y rurales. Los Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales deberán contar con la infraestructura técnica para la instalación de sistemas de alcantarillado y tratamiento de aguas residuales urbanas y rurales, de conformidad con la ley y la normativa técnica expedida para el efecto. Asimismo, deberán fomentar el tratamiento de aguas residuales con fines de reutilización, siempre y cuando estas recuperen los niveles cualitativos y cuantitativos que exija la autoridad competente y no se afecte la salubridad pública. Cuando las aguas residuales no puedan llevarse al sistema de alcantarillado, su tratamiento deberá hacerse de modo que no perjudique las fuentes receptoras, los suelos o la vida silvestre. Las obras deberán ser previamente aprobadas a través de las autorizaciones respectivas emitidas por las autoridades competentes en la materia (Asamblea Nacional del Ecuador, 2017).

Título III Control y Seguimiento Ambiental / Capítulo IV Monitoreo y Seguimiento

El Art. 208 establece que el operador será responsable del monitoreo de sus emisiones, descargas y vertidos para garantizar el cumplimiento de los parámetros definidos en la normativa ambiental. La información generada será de carácter público e incorporada al Sistema Único de Información Ambiental (Asamblea Nacional del Ecuador, 2017).

9.3. Ley Orgánica De Recursos Hídricos, Usos Y Aprovechamiento Del Agua (LORHUAA)

Título I Disposiciones Preliminares / Capítulo I De Los Principios

Art. 1.- Naturaleza jurídica. Los recursos hídricos son parte del patrimonio natural del Estado y serán de su competencia exclusiva, la misma que se ejercerá concurrentemente entre el Gobierno Central y los Gobiernos Autónomos Descentralizados, de conformidad con la Ley. El agua es patrimonio nacional estratégico de uso público, dominio inalienable, imprescriptible, inembargable y esencial para la vida, elemento vital de la naturaleza y fundamental para garantizar la soberanía alimentaria (Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento del Agua).

Art. 3.- Objeto de la Ley. El objeto de la presente Ley es garantizar el derecho humano al agua, así como regular y controlar la autorización, gestión, preservación, conservación, restauración, de los recursos hídricos, uso y aprovechamiento del agua, la gestión integral y su recuperación, en sus distintas fases, formas y estados físicos, a fin de garantizar el sumak kawsay o buen vivir y los derechos de la naturaleza establecidos en la Constitución.

Título III Derechos, Garantías y Obligaciones / Capítulo I Derecho Humano al Agua

Art. 60.- Libre acceso y uso del agua. El derecho humano al agua implica el libre acceso y uso del agua superficial o subterránea para consumo humano, siempre que no se desvíen de su cauce

ni se descarguen vertidos ni se produzca alteración en su calidad o disminución significativa en su cantidad ni se afecte a derechos de terceros y de conformidad con los límites y parámetros que establezcan la Autoridad Ambiental Nacional y la Autoridad Única del Agua. La Autoridad Única del Agua mantendrá un registro del uso para consumo humano del agua subterránea.

9.4.Reglamento Del Código Orgánico Ambiental

Título IV Proceso de Participación Ciudadana para la Regularización Ambiental/ Capítulo III Mecanismo de Control y Seguimiento de la Calidad Ambiental

El Art. 482 establece que el sistema de control ambiental permanente incluye herramientas como auditorías, inspecciones, monitoreos de calidad de recursos naturales y veeduría ciudadana, con información disponible para la autoridad competente y la ciudadanía (Reglamento al Código Orgánico del Ambiente.

9.5. Texto Unificado De Legislación Secundaria Del Ministerio Del Ambiente (TULSMA), Reformado Mediante El Acuerdo Ministerial No. 097-A

Normas generales para descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce

El proceso de control de la contaminación del recurso hídrico se basa en el mantenimiento de la calidad del mismo para la preservación de los usos asignados a través del cumplimiento de la respectiva norma de calidad, según principios que se indican en el presente documento. según principios que se indican en el presente documento. según principios que se indican en el presente documento. El artículo 3.2 del TULSMA establece que las municipalidades, dentro de su límite de actuación y a través de las Entidades Prestadoras de Servicios de agua potable y saneamiento (EPS) de carácter público o delegadas al sector privado, son responsables de prevenir, controlar o solucionar los problemas de contaminación derivados de la prestación del servicio de agua potable y alcantarillado, para lo cual deben elaborar los respectivos planes maestros o programas de control de la contaminación. Asimismo, el mismo cuerpo normativo

establece los criterios de calidad de agua para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios, entendiéndose por este uso.

Se entiende por uso del agua para preservación de la vida acuática y silvestre, su empleo en actividades destinadas a mantener la vida natural de los ecosistemas asociados, sin causar alteraciones en ellos, o para actividades que permitan la reproducción, supervivencia, crecimiento, extracción y aprovechamiento de especies bioacuáticas en cualquiera de sus formas, tal como en los casos de pesca y acuicultura.

9.6. Ley Orgánica De Salud

Los Arts. 102 y 103 establecen la responsabilidad del Estado y los municipios de dotar a la población de sistemas de alcantarillado y tratamiento de aguas servidas, prohibiendo expresamente la descarga de aguas residuales sin tratamiento apropiado en ríos, quebradas, lagos y otros cuerpos de agua.

9.7. Acuerdo Ministerial 097-A

El Acuerdo Ministerial No. 097-A, emitido por el Ministerio del Ambiente del Ecuador en 2015, reformó el Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA), incorporando las disposiciones técnicas vigentes para la prevención y control de la contaminación ambiental, los criterios de calidad del agua y los límites máximos permisibles para las descargas de efluentes en cuerpos de agua.

Anexo 1, Tabla 9. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce. - Establece los parámetros y límites máximos permisibles para las descargas de efluentes tratados a cuerpos de agua dulce, con el fin de proteger la calidad del recurso hídrico receptor y los ecosistemas acuáticos asociados.

Tabla 3. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce (Acuerdo 097-A, Anexo 1, tabla 9, Libro VI TULSMA).

Parámetro	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Alkil mercurio	—	mg/l	No detectable
Aluminio	Al	mg/l	5,0
Arsénico total	As	mg/l	0,1
Bario	Ba	mg/l	2,0
Boro total	B	mg/l	2,0
Cadmio	Cd	mg/l	0,02
Cianuro total	CN ⁻	mg/l	0,1
Cloro activo	Cl	mg/l	0,5
Cloruros	Cl ⁻	mg/l	1000
Cobre	Cu	mg/l	1,0
Cobalto	Co	mg/l	0,5
Coliformes fecales	nmp/100 ml	—	Remoción > al 99,9 %
Compuestos fenólicos	Fenol	mg/l	0,2
Cromo hexavalente	Cr ⁺⁶	mg/l	0,5
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO5	mg/l	100
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	250
Fluoruros	F	mg/l	5,0
Fósforo total	P	mg/l	10
Hierro total	Fe	mg/l	10,0
Hidrocarburos totales de petróleo	TPH	mg/l	20,0
Manganeso total	Mn	mg/l	2,0
Materia flotante	Visible	—	Ausencia
Mercurio total	Hg	mg/l	0,005
Níquel	Ni	mg/l	2,0
Nitratos + Nitritos	N	mg/l	10,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	N	mg/l	15

Organoclorados totales	—	mg/l	0,05
Organofosforados totales	—	mg/l	0,1
Plata	Ag	mg/l	0,1
Plomo	Pb	mg/l	0,2
Potencial de hidrógeno	pH	—	5 – 9
Selenio	Se	mg/l	0,1
Sólidos sedimentables	—	ml/l	1,0
Sólidos suspendidos totales	—	mg/l	100
Sólidos totales	—	mg/l	1600
Sulfatos	SO ₄ ²⁻	mg/l	1000
Sulfuros	S	mg/l	0,5
Temperatura	°C	—	< 35
Tensoactivos	Sust. activas al azul de metileno	mg/l	0,5
Vanadio	V	mg/l	5,0
Zinc	Zn	mg/l	5,0
Aceites y grasas	Sust. solubles en hexano	mg/l	30

Nota. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce establecido en el Acuerdo Ministerial 097-A, Anexo 1, Tabla 9.

Anexo 1, Tabla 9. Criterios de calidad de aguas para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces. - Definir los criterios de calidad que deben mantenerse en los cuerpos hídricos para garantizar la conservación de las comunidades acuáticas y la vida silvestre asociada.

Tabla 4. *Criterios de calidad de aguas para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios.*

Parámetro	Expresado como	Unidad	Agua dulce	Agua marina/estuario
Oxígeno disuelto	O.D.	mg/l	No menor al 80 % sat. y no menor a 6	No menor al 60 % sat. y no menor a 5
Potencial de hidrógeno	pH	—	6,5 – 9	6,5 – 9,5

Amoniaco	NH ₃	mg/l	0,02	0,4
Aluminio	Al	mg/l	0,1	1,5
Arsénico	As	mg/l	0,05	0,05
Bario	Ba	mg/l	1,0	1,0
Boro	B	mg/l	0,75	5,0
Cadmio	Cd	mg/l	0,001	0,005
Cianuro libre	CN ⁻	mg/l	0,01	0,01
Cobre	Cu	mg/l	0,02	0,05
Cromo total	Cr	mg/l	0,05	0,05
Hierro	Fe	mg/l	0,3	0,3
Mercurio	Hg	mg/l	0,0002	0,0001
Níquel	Ni	mg/l	0,025	0,1
Plomo	Pb	mg/l	0,01	—
Zinc	Zn	mg/l	0,18	0,17
Coliformes fecales	nmp/100 ml	—	200	200
Grasas y aceites	Sust. solubles en hexano	mg/l	0,3	0,3
Temperatura	°C	—	Cond. natural ±3, máx. 20 (fría) / 32 (cálida)	Cond. natural ±3, máx. 32

Nota. Criterios de calidad de aguas para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces.

10. VALIDACIÓN DE LAS PREGUNTAS CIENTÍFICAS O HIPÓTESIS

10.1. Hipótesis estadística

H₀: No existen diferencias significativas en los valores del índice entre los puntos de muestreo ni entre los muestreos realizados.

H₁: Existen diferencias significativas en los valores del índice entre los puntos de muestreo o entre los muestreos realizados.

10.2. Variables

Variable independiente: Punto de muestreo (P1: aguas arriba de la descarga; P2: integración del efluente tratado al cauce receptor; P3: aguas abajo de la descarga).

Variable dependiente: Estado ecológico / calidad del agua de la quebrada Tillitusa, expresado a través de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua.

10.3. Indicadores

- Puntajes de los índices bióticos BMWP/Col, ASPT y ABI por punto y por muestreo.
- Porcentaje de organismos EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) por punto de muestreo.
- Valor del Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF) por punto de muestreo.
- Diferencias estadísticamente significativas entre puntos y/o entre muestreos, determinadas mediante ANOVA de dos factores (BMWP/Col, ASPT, ABI), prueba de Friedman (EPT) y PERMANOVA (composición de la comunidad).

11. METODOLOGÍA Y DISEÑO EXPERIMENTAL

11.1. Tipos de Investigación

11.1.1. Investigación Cuantitativa

La investigación presentó un enfoque cuantitativo, ya que comprendió el conteo y registro sistemático de la abundancia de macroinvertebrados bentónicos en cada punto y muestreo, así como el cálculo de los índices biológicos BMWP/Col, ABI, ASPT y EPT. Para determinar si existían diferencias significativas entre los puntos y los muestreos, se aplicó un Análisis de Varianza (ANOVA) de dos factores sin repetición a los índices BMWP/Col, ABI y ASPT; la prueba no paramétrica de Friedman al índice EPT, dada la naturaleza de sus datos; y el Análisis Multivariado de Varianza Permutacional (PERMANOVA) como método complementario para

fortalecer la interpretación de las diferencias observadas. De manera adicional, se calculó el Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF) a partir de los parámetros físico-químicos analizados en cada punto de muestreo. Dado que el ICA-NSF se obtuvo como un valor único por punto de muestreo, sin réplicas por muestreo, su comparación entre puntos se realizó de forma descriptiva, contrastando el patrón espacial obtenido con el observado en los índices biológicos, como evidencia complementaria del gradiente de afectación identificado a lo largo de la quebrada Tillitusa.

11.1.2. Investigación Observacional

La investigación tuvo un diseño observacional, dado que se evaluaron condiciones ya existentes en tres puntos definidos del sistema hídrico sin manipular ni asignar deliberadamente el efluente tratado como tratamiento experimental, con el fin de explorar la posible asociación entre la descarga del efluente y la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Para el análisis comparativo de los resultados obtenidos entre puntos y muestreos, se aplicaron pruebas estadísticas paramétricas y no paramétricas, incluyendo ANOVA de dos factores, la prueba Friedman y análisis multivariado PERMANOVA.

11.1.3. Investigación Descriptiva-Comparativa

La investigación fue de tipo descriptiva-comparativa, ya que permitió caracterizar el estado ecológico de la quebrada Tillitusa influenciada por la descarga de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales La Merced y otras presiones antrópicas presentes en el área de estudio, mediante la evaluación de parámetros físico-químicos y el análisis de macroinvertebrados bentónicos. La caracterización se realizó en tres puntos de muestreo ubicados aguas arriba de la descarga del efluente tratado, en el punto de descarga y aguas abajo del sistema hídrico receptor, permitiendo describir las condiciones ecológicas presentes en cada uno de ellos.

Asimismo, la investigación tuvo un alcance comparativo, debido a que los resultados obtenidos en los diferentes puntos de muestreo fueron analizados mediante pruebas estadísticas (ANOVA de dos factores sin repetición, prueba de Friedman y PERMANOVA), con el propósito de identificar diferencias en el estado ecológico a lo largo del gradiente de alteración asociado a las presiones antrópicas presentes en el sistema hídrico.

11.1.4 Investigación Bibliográfica

La investigación incluyó un componente bibliográfico, el cual permitió fundamentar teórica y metodológicamente el estudio mediante la revisión de literatura científica actualizada relacionada con la calidad del agua, los macroinvertebrados bentónicos, los bioindicadores, los índices biológicos y el tratamiento de aguas residuales. Asimismo, la consulta de artículos científicos, libros, normativa ambiental y documentos técnicos permitió sustentar el planteamiento del problema, el diseño metodológico, la selección de los índices biológicos (BMWP/Col, ABI, ASPT, EPT e ICA) y la interpretación de los resultados obtenidos.

11.1.5 Investigación de Campo

La investigación incluyó un componente de campo, debido a que la información fue obtenida directamente en el área de estudio mediante muestreos realizados en la quebrada Tillitusa, influenciada por la descarga de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales La Merced. Durante cada muestreo se efectuó la recolección de macroinvertebrados bentónicos y la medición in situ de los parámetros físico-químicos de temperatura, pH y sólidos disueltos totales (TDS), además de la toma de muestras de agua para su análisis en laboratorio, permitiendo evaluar el estado ecológico del sistema hídrico a partir de información obtenida directamente en los puntos de muestreo.

11.2. MÉTODOS

11.2.1. Método Inductivo

El método inductivo fue aplicado en la presente investigación, ya que, a partir de la obtención y análisis de datos particulares provenientes de muestras de macroinvertebrados bentónicos, la medición de parámetros físico-químicos y la aplicación de los índices biológicos BMWP/Col, ABI, EPT, ASPT e ICA, se identificaron inferencias sobre el estado ecológico de la quebrada Tillitusa influenciada por la descarga de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales La Merced y otras presiones. antrópicas presentes en el área de estudio.

11.2.2. Método Cuantitativo

El método cuantitativo fue empleado en la presente investigación debido a que el estudio se fundamentó en la obtención, organización y análisis de datos numéricos derivados del monitoreo del sistema hídrico. Este método permitió evaluar objetivamente el estado ecológico de la quebrada Tillitusa mediante el procesamiento estadístico de la información obtenida, facilitando la comparación de los resultados entre los diferentes puntos de muestreo y la interpretación de las variaciones observadas.

11.3. TÉCNICAS

11.3.1. Fase de Campo

Se ejecutaron tres muestreos biológicos durante los meses de enero, febrero y marzo de 2026, con un intervalo aproximado de cuatro semanas entre cada muestreo. Los muestreos se realizaron en horario vespertino, manteniendo el mismo horario en los tres muestreos con el propósito de estandarizar las condiciones de muestreo y reducir la influencia de variaciones temporales que podrían afectar la comparabilidad de los resultados obtenidos entre muestreo. Durante las jornadas de campo se registraron las condiciones climáticas propias de la zona andina, incluyendo episodios de precipitación de baja intensidad, las cuales fueron

documentadas en las fichas de registro de campo para su consideración durante la interpretación de los resultados.

11.3.2. Diseño de los puntos de muestreo

El diseño del muestreo se estructuró mediante la selección de tres puntos fijos distribuidos a lo largo de la quebrada Tillitusa, establecidos de acuerdo con su posición respecto a la descarga de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales La Merced. Esta disposición permitió evaluar el gradiente espacial de alteraciones del sistema hídrico mediante la comparación de un punto ubicado aguas arriba de la descarga del efluente tratado, un punto en el sitio de descarga y un punto aguas abajo del sistema hídrico receptor, estrategia ampliamente utilizada para identificar cambios en las comunidades biológicas asociadas a fuentes puntuales de contaminación (Silva et al., 2024; Torres-Cervera et al., 2022).

La ubicación de los puntos respondió a criterios técnicos relacionados con la representatividad del sistema hídrico, la presencia de microhábitats adecuados para el establecimiento de macroinvertebrados bentónicos, las condiciones de accesibilidad y seguridad durante el trabajo de campo, así como la posibilidad de comparar las condiciones ecológicas entre los puntos ubicados aguas arriba de la descarga, en el punto de descarga y aguas abajo del sistema hídrico receptor, permitiendo evaluar el gradiente espacial de alteración asociada a las presiones antrópicas presentes en el área de estudio.

La distancia aproximada de 15,76 m entre el punto de descarga y el punto ubicado aguas abajo correspondió a una decisión metodológica propia de la investigación, establecida de acuerdo con las características geomorfológicas del cauce, la accesibilidad del sitio y la necesidad de evaluar un tramo donde fuera posible observar la respuesta de las comunidades de macroinvertebrados tras la incorporación del efluente tratado, sin limitar el muestreo únicamente a la zona inmediata de mezcla.

Los muestreos se desarrollaron durante los meses de enero, febrero y marzo de 2026, aplicando el mismo diseño de muestreo en cada muestreo con el propósito de garantizar la comparabilidad de los resultados obtenidos.

11.3.3. *Puntos de muestreo*

Se establecieron tres puntos fijos de muestreo distribuidos a lo largo de la quebrada Tillitusa, definidos de acuerdo con su ubicación respecto a la descarga de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales La Merced. Este diseño permitió evaluar el gradiente espacial de alteraciones del sistema hídrico mediante la comparación de un punto de control ubicado aguas arriba de la descarga del efluente tratado (P1), un punto localizado en el cauce de la quebrada, coincidente con el sitio de incorporación del efluente tratado (P2) y un punto ubicado aguas abajo del sistema hídrico receptor (P3), estrategia ampliamente utilizada para evaluar los cambios en las comunidades biológicas asociadas a fuentes puntuales de contaminación (Silva et al., 2024; Torres-Cervera et al., 2022).

La selección de los puntos respondió a criterios técnicos relacionados con la representatividad del sistema hídrico, la presencia de microhábitats adecuados para el establecimiento de macroinvertebrados bentónicos, las condiciones de accesibilidad y seguridad durante el trabajo de campo, así como la posibilidad de comparar las condiciones ecológicas entre un punto de control aguas arriba, el punto influenciado por la descarga del efluente tratado y el tramo ubicado aguas abajo, donde además se evidencia la influencia de otras presiones antrópicas.

La distancia aproximada de 15,76 m entre el punto de descarga (P2) y el punto ubicado aguas abajo (P3) correspondió a una decisión metodológica propia de la investigación, establecida de acuerdo con las características geomorfológicas del cauce, la accesibilidad del sitio y la necesidad de evaluar un tramo que permita observar la respuesta de las comunidades de

macroinvertebrados bentónicos después de la incorporación del efluente tratado, sin restringir el muestreo únicamente a la zona inmediata de mezcla.

Los muestreos se desarrollaron durante los meses de enero, febrero y marzo de 2026, aplicando el mismo diseño de muestreo en cada muestreo con el propósito de garantizar la comparabilidad de los resultados obtenidos.

11.4. Muestreo de Macroinvertebrados

El muestreo de macroinvertebrados bentónicos se realizó en el cauce de la quebrada Tillitusa mediante una adaptación de la técnica de patada (kick sampling), adecuada a las características hidromorfológicas del sistema hídrico y a las condiciones propias del sitio de estudio. Para ello se utilizó una red de fabricación artesanal, elaborada con una estructura de soporte y una tela con abertura de malla de 500 μm , diseñada para retener organismos bentónicos presentes en el sistema hídrico. La utilización de este implemento respondió a las condiciones del sitio de estudio y a la disponibilidad de recursos para el desarrollo del trabajo de campo.

La recolección se efectuó en los tres puntos de muestreo (P1, P2 y P3), explorando los diferentes microhábitats presentes en el cauce, como sustratos rocosos, sedimentos, acumulaciones de hojarasca y vegetación acuática, con el propósito de obtener una muestra representativa de la comunidad bentónica.

En cada punto se aplicó un esfuerzo de muestreo estandarizado, consistente en tres barridos consecutivos. Durante cada barrido se removió el sustrato con el pie aguas arriba de la red, favoreciendo el desprendimiento de los organismos asociados al fondo y permitiendo que la corriente los transportara hacia el interior de la malla, donde fueron retenidos. Esta adaptación de la técnica de patada permitió capturar organismos asociados a los diferentes tipos de sustrato presentes en cada estación de muestreo.

Los organismos obtenidos en los tres escaneos se integraron en una única muestra compuesta para cada punto y muestreo, con el propósito de representar la comunidad bentónica presente en cada estación. Posteriormente, el material retenido fue transferido a una bandeja plástica con agua del mismo cuerpo hídrico, donde se realizó la separación manual de los macroinvertebrados del material vegetal y sedimentario mediante el uso de pinzas entomológicas.

Finalmente, los organismos recolectados fueron depositados en frascos plásticos previamente rotulados con el punto y muestreo correspondiente, y conservados en alcohol-etanol al 70 % para su posterior identificación taxonómica en laboratorio. Este procedimiento se aplicó de manera uniforme en los tres puntos de muestreo y durante los tres muestreos, garantizando la estandarización del esfuerzo de muestreo y la comparabilidad de los resultados obtenidos.

11.5. Fase Laboratorio

La fase de laboratorio tuvo como objetivo la identificación taxonómica y el análisis de los macroinvertebrados bentónicos recolectados durante los muestreos, con el fin de evaluar el estado ecológico de la quebrada Tillitusa influenciada por la descarga de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Merced”. Esta etapa permitió complementar la información obtenida en campo y generar los insumos necesarios para la aplicación de los índices biológicos y el Índice de Calidad del Agua (ICA). Las muestras recolectadas fueron transportadas al laboratorio en frascos plásticos debidamente rotulados y conservadas en alcohol etanol al 70 %, con el propósito de mantener la integridad de los organismos hasta su procesamiento. Posteriormente, los macroinvertebrados fueron extraídos del medio de conservación y colocados en bandejas plásticas con agua limpia, donde se realizó la separación manual del material vegetal, sedimentos y otros residuos adheridos, facilitando su observación e identificación.

11.5.1. Identificación Taxonómica de Macroinvertebrados Bentónicos

La identificación taxonómica se realizó mediante observación directa utilizando una lupa entomológica, lo que permitió reconocer las principales características morfológicas externas de los organismos recolectados. La determinación taxonómica se efectuó hasta el nivel de familia, empleando claves taxonómicas especializadas y guías de identificación para macroinvertebrados bentónicos. Durante este proceso se registró la abundancia de cada familia identificada y la información fue organizada en matrices de datos para su posterior análisis. La identificación hasta el nivel de familia fue considerada adecuada para la aplicación de los índices biológicos, debido a que este nivel taxonómico es ampliamente aceptado en estudios de evaluación de la calidad del agua mediante macroinvertebrados bentónicos (Grover et al., 2022; Sinche et al., 2023).

11.5.2. Aplicación de índices Biológicos

Una vez concluida la identificación taxonómica, se procedió al cálculo de los índices biológicos BMWP/Col, ASPT, ABI y EPT, así como del Índice de Calidad del Agua (ICA), con el propósito de evaluar el estado ecológico del sistema hídrico y analizar la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados frente a las presiones antrópicas presentes. Los resultados obtenidos permitieron establecer categorías de calidad del agua y realizar comparaciones entre los puntos de muestreo ubicados aguas arriba de la descarga del efluente tratado, en el punto de descarga y aguas abajo del sistema hídrico receptor, facilitando la interpretación del gradiente espacial de alteraciones ecológicas. Los puntajes de tolerancia asignados a cada familia de macroinvertebrados para el cálculo del índice BMWP/Col se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Puntajes asignados a las familias de macroinvertebrados según el índice BMWP/Col.

BMWP/Col			
Nº	Familia	Orden	Puntaje
1	<i>Hyaellidae</i>	Amphipoda	7

2	<i>Leptohyphidae</i>	Ephemeroptera	7
3	<i>Hydroptilidae</i>	Trichoptera	7
4	<i>Planariidae</i>	Tricladida	7
5	<i>Physidae</i>	Basommatophora	3
6	<i>Ceratopogonidae</i>	Diptera	3
7	<i>Chironomidae</i>		2
8	<i>Tubificidae</i>	Haplotaxida	1
9	<i>Naididae</i>		1
10	<i>Dipseudopsidae</i>	Trichoptera	-
11	<i>Syrphidae</i>	Diptera	-

Nota. Adaptado de Roldán-Pérez, (2016).

11.5.3. Tratamiento Y Análisis De Datos

Los datos obtenidos en laboratorio fueron organizados en tablas y matrices de registro, sistematizando la información correspondiente a la composición y abundancia de las familias de macroinvertebrados bentónicos. Posteriormente, estos datos fueron utilizados para el cálculo de los índices biológicos y del Índice de Calidad del Agua (ICA), así como para el análisis comparativo entre los diferentes puntos de recolección y muestreo. Finalmente, la información obtenida fue analizada mediante pruebas estadísticas, incluyendo ANOVA de dos factores sin repetición, la prueba no paramétrica de Friedman y el análisis multivariado PERMANOVA, con el propósito de identificar diferencias entre los puntos de muestreo y fortalecer la interpretación de los resultados obtenidos. La integración de la información biológica y fisicoquímica permitió realizar una evaluación integral del estado ecológico de la quebrada Tillitusa influenciada por la descarga de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Merced”.

11.5.4. Materiales, Equipos

Tabla 6. *Materiales y equipos utilizados en el muestreo en los diferentes puntos de la PTAR.*

Materiales de campo	Materiales de laboratorio	Equipos
Botas de caucho	Bandejas plásticas de separación	Lupa entomológica
Gautes	Pinzas metálicas de punta fina	Microscopio

Mascarilla	Frascos plásticos para muestras	GPS (APP en dispositivo celular)
Cofia	Alcohol-etanol al 70%	Multiparámetros
Tamiz artesanal (malla de 500 µm)	Cajas Petri	
Bandeja con agua del cuerpo hídrico	Guías taxonómicas para identificación de macroinvertebrados	
Etiquetas para rotulación	Hojas de registro de datos	
Marcador permanente	Agua destilada	
	Frascos PVC	

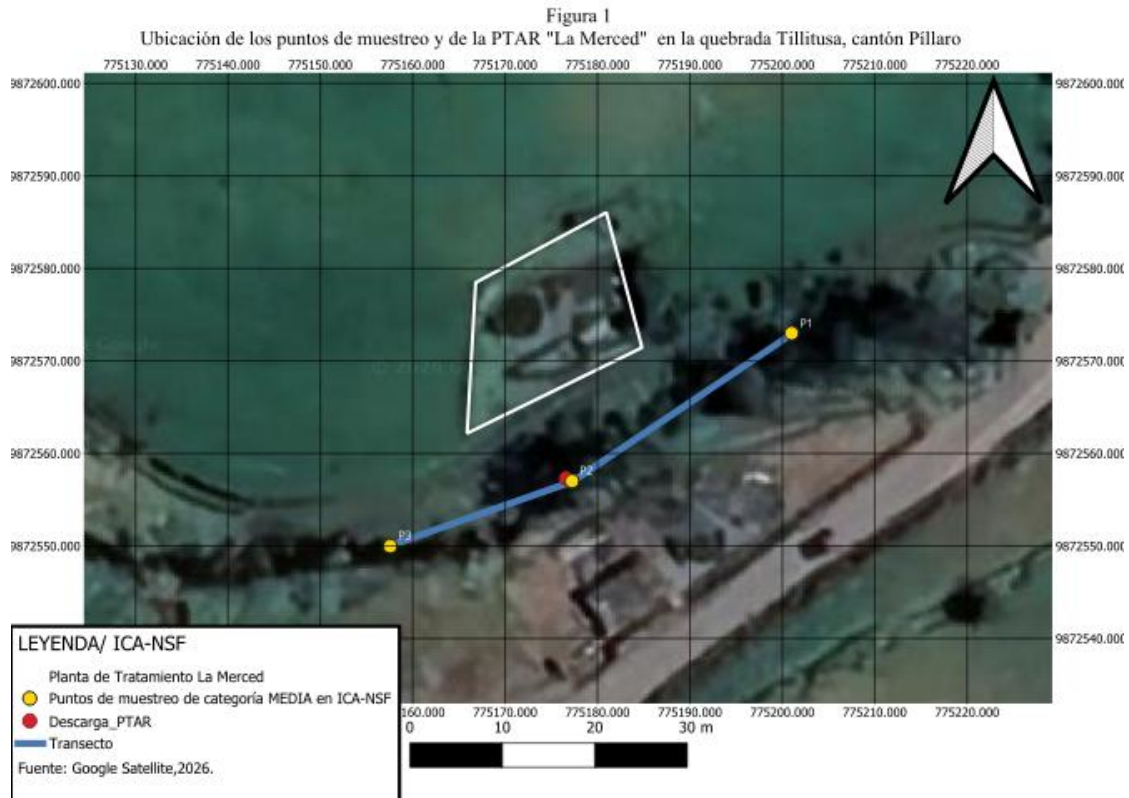
Nota. Materiales y equipos utilizados en el muestreo en los diferentes puntos de la PTAR, Elaboración Propia (2026).

12. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

12.1. Área de estudio

La investigación se desarrolló en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) "La Merced", ubicada en el cantón Santiago de Pillaro, provincia de Tungurahua. El cantón se localiza en la parte noreste de la provincia, con una extensión de 446,51 km² y una población aproximada de 43.371 habitantes (Gobierno Provincial de Tungurahua, 2019). El área de estudio se ubica a una altitud aproximada de 2.793 m s. norte. metro. (Serrano-Vicenti et al., 2025). La PTAR "La Merced" forma parte del sistema de saneamiento básico del cantón y tiene como objetivo el tratamiento de las aguas residuales domésticas generadas en los sectores urbanos de Pillaro. El efluente tratado es descargado en un cuerpo hídrico de carácter lótico, el cual constituye el sistema receptor hídrico evaluado en el presente estudio.

Figura 1. *Mapa del Área de estudio, Quebrada Tillitusa y Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Merced”*



Nota. Ubicación de los puntos de muestreo con su debida colorimetría de acuerdo a ICA-NSF y su categoría MEDIA en los tres puntos. Elaboración propia (2026).

12.1.1. Características climáticas del área de estudio

El cantón Santiago de Pillaro presenta un clima característico de la región interandina ecuatoriana, cuya variabilidad está influenciada principalmente por la altitud y el relieve. De acuerdo con el Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial (PDOT) del cantón Santiago de Pillaro, durante el período 2010–2020 se registró una temperatura promedio de 14,3 °C, con una temperatura mínima de 7,98 °C y una temperatura máxima de 18,6 °C. Espacialmente, las temperaturas más elevadas se localizan en el sector suroeste de la parroquia Marcos Espinel, donde predominan valores entre 15 y 18 °C, mientras que las temperaturas más bajas se presentan en la parroquia San José de Poaló, especialmente en las zonas de influencia del Parque Nacional Llanganates, debido a su mayor altitud (Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Santiago de Pillaro, 2020).

En relación con la precipitación, el cantón presenta una distribución espacial heterogénea, con valores anuales comprendidos entre 600 y 1.500 mm, variación asociada a las diferencias altitudinales y a la influencia del relieve sobre la distribución de las lluvias. El mismo instrumento de planificación territorial señala que, bajo los escenarios de cambio climático proyectados hacia el año 2040, se prevé un incremento gradual de la temperatura media y modificaciones en los patrones de precipitación, condiciones que podrían influir en la disponibilidad del recurso hídrico y en la dinámica ecológica de los ecosistemas acuáticos del cantón (Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Santiago de Píllaro, 2020).

12.2. Identificación de muestras

12.2.1. Familias de macroinvertebrados bentónicos identificados en la fase laboratorio

Durante los tres muestreos realizados en enero, febrero y marzo de 2026, se identificó un total de 11 familias de macroinvertebrados bentónicos distribuidas en los tres puntos de muestreo (P1, P2 y P3). La identificación taxonómica se efectuó hasta el nivel de familia mediante observación con lupa estereoscópica y el empleo de claves taxonómicas especializadas. Las familias registradas pertenecieron a los órdenes Diptera, Amphipoda, Haplotaxida, Ephemeroptera, Trichoptera, Basommatophora y Tricladida, evidenciando una comunidad bentónica de baja diversidad, dominada principalmente por organismos con mayor tolerancia a la contaminación orgánica.

El análisis de la composición taxonómica mostró que las familias Chironomidae y Hyalellidae fueron las más frecuentes y abundantes en los tres puntos de muestreo y durante los tres muestreos, lo que concuerda con su reconocida tolerancia a condiciones de enriquecimiento orgánico y alteraciones de la calidad del agua. En contraste, la familia Leptohyphidae, perteneciente al orden Ephemeroptera y considerada sensible a la contaminación, se registró únicamente en el P1 durante el primer muestreo, lo que evidencia mejores condiciones

ecológicas en el punto de control ubicado aguas arriba de la descarga del efluente. Asimismo, las familias Dipseudopsidae e Hydroptilidae, correspondientes al orden Trichoptera, presentaron una baja representación durante el estudio. Cabe señalar que las familias Dipseudopsidae y Syrphidae no cuentan con puntaje asignado en las tablas de referencia de los índices BMWP/Col y ABI empleadas en esta investigación, por lo que no fueron consideradas para el cálculo de dichos índices.

12.3. ANOVA De Dos Factores

Para evaluar si existían diferencias estadísticamente significativas en los valores de los índices biológicos BMWP/Col, ASPT y ABI entre los puntos y entre los muestreos, se aplicó un Análisis de Varianza de dos factores (ANOVA de dos factores sin réplicas, es decir, con una sola observación por combinación de punto y muestreo). Los factores evaluados fueron: Factor A puntos (Punto 1, Punto 2 y Punto 3) y Factor B muestreo (Muestreo 1, Muestreo 2 y Muestreo 3). Se establecieron las siguientes hipótesis:

H₀: No existen diferencias significativas en los valores del índice entre los puntos ni entre los muestreos.

H₁: Existen diferencias significativas en los valores del índice entre los puntos o entre los muestreos.

El nivel de significancia utilizado fue $\alpha = 0,05$.

12.4. Prueba de Friedman

Para el índice EPT no se aplicó ANOVA debido a que 6 de los 9 valores obtenidos fueron iguales a cero, lo que viola el supuesto de normalidad requerido por dicha prueba. En su lugar, se aplicó la prueba no paramétrica de Friedman, la cual no requiere el cumplimiento de supuestos de distribución normal. Esta prueba evaluó si existían diferencias significativas en los porcentajes

EPT entre los muestreos, considerando los puntos de muestreo como bloques, y adicionalmente entre los puntos de muestreo considerando los muestreos como bloques. Se establecieron las siguientes hipótesis:

H₀: No existen diferencias significativas en los porcentajes EPT entre los muestreos (ni entre los puntos).

H₁: Existen diferencias significativas en los porcentajes EPT entre los muestreos (o entre los puntos).

El nivel de significancia utilizado fue $\alpha = 0,05$.

12.5. Índice BMWP/Col

Durante los tres muestreos realizados en enero, febrero y marzo de 2026, se identificó un total de 11 familias de macroinvertebrados bentónicos distribuidas en los tres puntos de muestreo (P1, P2 y P3). La identificación taxonómica se efectuó hasta el nivel de familia mediante observación con lupa estereoscópica y el empleo de claves taxonómicas especializadas. Las familias registradas pertenecieron a los órdenes Diptera, Amphipoda, Haplotaxida, Ephemeroptera, Trichoptera, Basommatophora y Tricladida, evidenciando una comunidad bentónica de baja diversidad, dominada principalmente por organismos con mayor tolerancia a la contaminación orgánica.

El índice BMWP/Col fue calculado mediante la sumatoria de los puntajes asignados a cada familia de macroinvertebrados identificados en cada punto de muestreo, de acuerdo con la tabla de tolerancia propuesta por (Roldán-Pérez, 2016) (ver Tabla 5, sección 11.5.2). Los resultados obtenidos fueron clasificados según los rangos de calidad establecidos para dicho índice. Las familias Dipseudopsidae y Syrphidae no cuentan con puntaje asignado en la tabla de referencia, por lo que no fueron consideradas en el cálculo. Los cálculos detallados por punto y muestreo se presentan en el Anexo 12.

Tabla 7. *Resultados del índice BMWP/Col — Muestreo 1 (enero 2026).*

MUESTREO 1 (ENERO)		
Punto de Muestreo	BMWP/Col	Calidad
Punto 1 <i>Punto de control (aguas arriba)</i>	16	Crítica
Punto 2 <i>Río + Efluente PTAR</i>	6	Muy Crítica
Punto 3 <i>Aguas Abajo</i>	17	Crítica

Nota: Resultados del índice BMWP/Col del primer muestreo, Elaboración Propia (2026).

Durante el primer muestreo, los índices biológicos evidenciaron diferencias en la condición ecológica entre los tres puntos de muestreo, aunque todos reflejaron algún grado de deterioro de la calidad del agua. El índice BMWP/Col registró un valor de 16 en el Punto 1 (aguas arriba), clasificándolo dentro de la categoría crítica; el Punto 2 (río influenciado por el efluente de la PTAR) obtuvo un valor de 6, correspondiente a una calidad muy crítica; Mientras que el Punto 3 (aguas abajo) alcanzó un valor de 17, igualmente clasificado como crítico. Estos resultados muestran que el Punto 2 presentó la menor riqueza de familias con sensibilidad biológica, reflejando una comunidad dominada por organismos tolerantes, mientras que los Puntos 1 y 3 conservaron ligeramente una mayor representación de familias con valor indicador, aunque insuficiente para superar la categoría de calidad crítica.

Tabla 8. Resultados del índice BMWP/Col — Muestreo 2 (febrero 2026).

MUESTREO 2 (FEBRERO)		
Punto de Muestreo	BMWP/Col	Calidad
Punto 1 <i>Punto de control (aguas arriba)</i>	19	Crítica
Punto 2 <i>Río + Efluente PTAR</i>	12	Muy Crítica
Punto 3 <i>Aguas Abajo</i>	16	Crítica

Nota. Resultados del índice BMWP/Col del segundo muestreo, Elaboración Propia (2026).

Durante el segundo muestreo se mantuvo una condición de deterioro en la calidad ecológica del cuerpo hídrico, aunque con variaciones entre los puntos de muestreo. El índice BMWP/Col

registró un valor de **19** en el Punto 1 (aguas arriba), clasificándolo dentro de la categoría **crítica**; el Punto 2 (río influenciado por el efluente de la PTAR) obtuvo un valor de **12**, correspondiente a una calidad **muy crítica**; mientras que el Punto 3 (aguas abajo) presentó un valor de **16**, también clasificado como **crítico**. Estos resultados evidencian que el Punto 1 conservó la mayor riqueza de familias con valor indicador durante este muestreo, mientras que el Punto 2 continuó registrando la menor calidad biológica, reflejando una comunidad con predominio de organismos tolerantes a las condiciones de alteración ambiental.

Tabla 9. Resultados del índice BMWP/Col — Muestreo 3 (marzo 2026).

MUESTREO 3 (MARZO)		
Punto de Muestreo	BMWP/Col	Calidad
Punto 1	12	Muy Crítica
<i>Punto de control (aguas arriba)</i>		
Punto 2	4	
<i>Río + Efluente PTAR</i>		
Punto 3	9	Muy Crítica
<i>Aguas Abajo</i>		

Nota. Resultados del índice BMWP/Col del tercer muestreo, Elaboración Propia (2026).

Durante el tercer muestreo se registró la condición ecológica más desfavorable del período de monitoreo. El índice BMWP/Col obtuvo valores de 12 en el Punto 1 (aguas arriba), 4 en el Punto 2 (río influenciado por el efluente de la PTAR) y 9 en el Punto 3 (aguas abajo), clasificando a los tres puntos dentro de la categoría muy crítica. La disminución de los valores respecto a los muestreos anteriores evidencia una reducción en la riqueza de familias bioindicadores y un predominio de organismos con elevada tolerancia a las condiciones de alteraciones ambientales, siendo el Punto 2 el sitio con el menor valor registrado durante todo el monitoreo.

12.5.1. Resultados generales BMWP/Col

Tabla 10. Resultados del índice BMWP/Col por punto y muestreo.

Punto	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3
Punto 1	16	19	12
Punto 2	6	12	4

Punto 3	17	16	9
----------------	----	----	---

Nota. Resultados del índice BMWP/Col, Elaboración Propia (2026).

Considerando conjuntamente los tres muestreos, el índice BMWP/Col presentó valores comprendidos entre 4 y 19, evidenciando un estado de calidad biológica predominantemente crítico y muy crítico en la quebrada Tillitusa. El Punto 1 registró las mayores evaluaciones durante el período de estudio, mientras que el Punto 2 presentó consistentemente los valores más bajos, indicando una mayor afectación asociada a la influencia del efluente de la PTAR. Asimismo, se observó una disminución general del índice durante el tercer muestreo, lo que sugiere un deterioro temporal de las condiciones ecológicas del sistema acuático.

Tabla 11. ANOVA de los resultados del índice BMWP/Col.

Origen de variación	SC	gl	MC	F	P-valor	F crítico
Puntos	116.6667	2	58.3333	15.9091	0.01247	6.9443
Muestreos	82.6667	2	41.3333	11.2727	0.02271	6.9443
Error	14.6667	4	3.6667			
Total	214.0000	8				

Nota. ANOVA con resultados del índice BMWP/Col, Elaboración Propia (2026).

El análisis de varianza (ANOVA) evidenció diferencias estadísticamente significativas tanto entre los puntos de muestreo ($F = 15,91$; $p = 0,0125$) como entre los ($F = 11,27$; $p = 0,0227$), al ser los valores de probabilidad inferiores al nivel de significancia establecido ($\alpha = 0,05$). Estos resultados indican que la calidad biológica del agua, evaluada mediante el índice BMWP/Col, presentó variaciones espaciales y temporales significativas, asociadas a las condiciones particulares de cada punto y a los cambios ocurridos entre muestreos.

12.5.2. Discusión del índice BMWP/Col

El índice BMWP/Col evidenció una condición biológica desfavorable en la quebrada Tillitusa durante los tres muestreos, registrando valores entre 4 y 19, correspondientes a las categorías crítica y muy crítica. Los valores menores se observaron de manera constante en el Punto 2, mientras que el Punto 1 presentó las evaluaciones más altas del estudio; sin embargo, es

importante precisar que dichos valores (16,19 y 12) se ubicaron igualmente dentro de las categorías crítica y muy crítica, lo que indica que la quebrada Tillitusa ingresa al área de estudio con una condición ecológica ya deteriorada, posiblemente asociada a presiones antrópicas presentes aguas arriba del punto de control y no evaluadas en el presente diseño.

Los resultados obtenidos concuerdan con lo descrito por Roldán-Pérez, (2016), quien señala que el índice BMWP constituye una de las herramientas biológicas más utilizadas en Latinoamérica para evaluar la calidad ecológica de los cuerpos de agua, debido a que la disminución de su puntuación refleja la pérdida progresiva de familias sensibles frente al incremento de la contaminación orgánica. El autor indica además que valores bajos del índice suelen estar asociados a descargas de aguas residuales, alteraciones del hábitat y cambios en la estructura de las comunidades bentónicas, condiciones que coinciden con el comportamiento observado en el Punto 2 de la quebrada Tillitusa.

De igual manera, (Acosta et al., 2009) establecen que, en ecosistemas andinos, la respuesta de los macroinvertebrados frente a las alteraciones ambientales permite detectar cambios ecológicos que no siempre son evidentes mediante mediciones fisicoquímicas puntuales. Los autores destacan que la disminución del número de familias sensibles constituye un indicador directo del deterioro del ecosistema, especialmente en sectores influenciados por actividades antrópicas. Esta afirmación coincide con los resultados del presente estudio, donde el Punto 2 presentó de forma consistente las menores valoraciones del BMWP/Col, evidenciando una mayor alteración de la comunidad bentónica.

Resultados similares fueron reportados por Damanik-Ambarita et al., (2016) en la cuenca del río Guayas (Ecuador), quienes aplicaron el índice BMWP/Col en 120 sitios de muestreo y encontraron que las menores reducción se asociaron con sectores afectados por actividades agrícolas, urbanas y descargas de aguas residuales. Además, demostraron que el índice

respondió de manera consistente a los gradientes de perturbación ambiental, confirmando su utilidad para evaluar la calidad ecológica de los sistemas fluviales ecuatorianos. Esta similitud fortalece la interpretación de que las bajas certificadas registradas en la quebrada Tillitusa reflejan un deterioro real de las condiciones ecológicas y no únicamente variaciones naturales del sistema.

Por otra parte, la disminución general de los valores del índice durante el tercer muestreo sugiere un incremento temporal de los factores de estrés que afectan la comunidad de macroinvertebrados. Aunque el presente estudio no evaluó de forma específica la influencia de las condiciones hidrológicas estacionales, investigaciones realizadas en ríos andinos han demostrado que las variaciones en el caudal, el arrastre de sedimentos y el incremento de materia orgánica pueden modificar la composición de la comunidad bentónica y reducir la presencia de organismos sensibles, ocasionando descensos temporales en las puntuaciones del BMWP/Col.

En conjunto, los resultados obtenidos mediante el índice BMWP/Col evidencian un estado de deterioro biológico de la quebrada Tillitusa, particularmente en el Punto 2, donde se registraron las menores puntuaciones durante los tres muestreos. La concordancia entre los resultados del presente estudio y las investigaciones desarrolladas en ecosistemas andinos de Ecuador y Colombia respalda la capacidad del BMWP/Col para detectar alteraciones ecológicas asociadas a fuentes de contaminación orgánica y modificaciones del hábitat. Asimismo, las diferencias significativas identificadas mediante el ANOVA confirman que tanto la ubicación del punto de muestreo como la variabilidad temporal influyeron en la calidad biológica del sistema, evidenciando que la comunidad de macroinvertebrados respondió de manera sensible a las condiciones ambientales presentes en la quebrada Tillitusa.

12.6. Índice ASPT

El índice ASPT (Average Score Per Taxon) fue calculado dividiendo el puntaje total del BMWP/Col (ver Tabla 5) entre el número de familias con puntaje asignado en cada punto de muestreo, proporcionando una medida normalizada de la calidad del agua independiente del número de taxones encontrados. Los resultados fueron clasificados según las categorías de calidad establecidas por Armitage et al., (1983). Las familias Dipseudopsidae y Syrphidae no fueron consideradas en el cálculo por carecer de puntaje asignado (Ver Anexo 13).

Tabla 12. Resultados del índice ASPT — Muestreo 1 (enero 2026).

MUESTREO 1 (ENERO)		
Punto de Muestreo	ASPT	Calidad
Punto 1	5,33	Buena Calidad
<i>Punto de control (aguas arriba)</i>		
Punto 2	2	Extremadamente contaminado
<i>Río + Efluente PTAR</i>		
Punto 3	5.66	Excelente Calidad
<i>Aguas Abajo</i>		

Nota: Resultados del índice ASPT del primer muestreo, Elaboración Propia (2026).

El índice ASPT mostró un comportamiento diferente al BMWP/Col, debido a que evalúa la sensibilidad promedio de las familias registradas. El Punto 1 obtuvo un valor de 5,33, correspondiente a buena calidad; el Punto 2 presentó un valor de 2, clasificándose como extremadamente contaminado; y el Punto 3 obtuvo 5,66, correspondiente a excelente calidad. Este comportamiento indica que, aunque el número de familias fue reducido, las familias presentes en el Punto 3 correspondieron a organismos con mayor sensibilidad ecológica que las registradas en el Punto 2, donde predominaron familias resistentes a condiciones de contaminación.

Tabla 13. Resultados del índice ASPT — Muestreo 2 (febrero 2026).

MUESTREO 2 (FEBRERO)		
Punto de Muestreo	ASPT	Calidad
Punto 1	4,75	Calidad regular

<i>Punto de control (aguas arriba)</i>		
Punto 2	4	Contaminado
<i>Río + Efluente PTAR</i>		
Punto 3	5,33	Buena Calidad
<i>Aguas Abajo</i>		

Nota. Resultados del índice ASPT del segundo muestreo, Elaboración Propia (2026).

El índice ASPT mostró valores de 4,75 en el Punto 1, correspondiente a una calidad regular; 4 en el Punto 2, clasificándolo como contaminado; y 5,33 en el Punto 3, indicando buena calidad. Este comportamiento sugiere que las familias registradas en el Punto 3 presentaron una mayor sensibilidad promedio que las observadas en el Punto 2, mientras que el Punto 1 mantuvo una condición intermedia. La diferencia entre los resultados del BMWP/Col y el ASPT evidencia que, aunque el número de familias fue reducido, la sensibilidad ecológica promedio de las familias presentes varió entre los sitios evaluados.

Tabla 14. Resultados del índice ASPT — Muestreo 3 (marzo 2026).

MUESTREO 3 (MARZO)		
Punto de Muestreo	ASPT	Calidad
Punto 1	4	Contaminado
<i>Punto de control (aguas arriba)</i>		
Punto 2	2	Extremadamente
<i>Río + Efluente PTAR</i>		Contaminado
Punto 3	4,5	Calidad regular
<i>Aguas Abajo</i>		

Nota. Resultados del índice ASPT del tercer muestreo, Elaboración Propia (2026).

El índice ASPT presentó valores de 4 para el Punto 1, correspondiente a un estado contaminado; 2 para el Punto 2, clasificándolo como extremadamente contaminado; y 4,5 para el Punto 3, correspondiente a una calidad regular. Estos resultados muestran que la sensibilidad promedio de las familias disminuyó en comparación con los muestreos anteriores, especialmente en el Punto 2, donde predominó una comunidad biológica conformada por organismos altamente tolerantes a la contaminación. Aunque el Punto 3 obtuvo un valor superior al del Punto 2, la clasificación alcanzada continúa reflejando un ecosistema con alteraciones importantes.

12.6.1. Resultados ASPT

Tabla 15. Resultados del índice ASPT por punto y muestreo.

Punto	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3
Punto 1	5,33	4,75	4
Punto 2	2	4	2
Punto 3	5,66	5,33	4,5

Nota. Resultados del índice ASPT, Elaboración Propia (2026).

En conjunto, los resultados del índice ASPT evidenciaron valores entre 2,00 y 5,66 durante los tres muestreos. El Punto 3 presentó, en general, las mejores condiciones de calidad biológica, mientras que el Punto 2 registró de manera constante las clasificaciones más bajas, indicando un predominio de familias de macroinvertebrados con alta tolerancia a la contaminación. Asimismo, se observó una tendencia hacia la disminución de los valores del índice en el tercer muestreo, lo que sugiere un incremento en el grado de alteraciones ecológicas del sistema acuático.

Tabla 16. ANOVA con los resultados del índice ASPT.

Origen de variación	SC	gl	MC	F	P-valor	F crítico
Puntos	10.5616	2	5.2808	10.4289	0.02589	6.9443
Muestreos	2.2450	2	1.1225	2.2168	0.22496	6.9443
Error	2.0254	4	0.5064			
Total	14.8320	8				

Nota. ANOVA con resultados del índice ASPT, Elaboración Propia (2026).

El análisis de varianza (ANOVA) mostró diferencias estadísticamente significativas entre los puntos de muestreo ($F = 10,43$; $p = 0,0259$), mientras que no se evidenciaron diferencias significativas entre los muestreos ($F = 2,22$; $p = 0,2250$), al ser este último valor superior al nivel de significancia establecido ($\alpha = 0,05$). Estos resultados indican que las variaciones del índice ASPT estuvieron principalmente asociadas a la ubicación de los puntos de muestreo y no a cambios temporales entre los muestreos de evaluación.

12.6.2. Discusión del índice ASPT

El índice ASPT evidenció una notable variabilidad espacial en la quebrada Tillitusa, con valores comprendidos entre 2 y 5,66 durante los tres muestreos. El punto 2 registró de forma recurrente los valores más bajos, clasificados entre extremadamente contaminado y crítico (2,0-4,0), mientras que los Puntos 1 y 3 alcanzaron categorías de buena a regular calidad en los dos primeros muestreos (P1: 5,33 y 4,75; P3: 5,66 y 5,33), con un deterioro hacia la categoría regular-crítica en el tercer muestreo (P1: 4,0; P3: 4,5). El análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas entre los puntos de muestreo ($p < 0,05$), lo que indica que la composición de la comunidad de macroinvertebrados varió espacialmente a lo largo de la quebrada. Sin embargo, no se evidenciaron diferencias significativas entre muestreos ($p > 0,05$), sugiriendo que la tolerancia promedio de las familias presentes se mantuvo relativamente estable durante el período de monitoreo.

A diferencia del índice BMWP/Col, el ASPT evalúa la tolerancia media de las familias de macroinvertebrados, independientemente del número total de taxones registrados. En este sentido, Armitage et al., (1983) señalan que este índice constituye una herramienta complementaria al BMWP, ya que permite diferenciar si las variaciones observadas en la calidad biológica se deben a una disminución en la riqueza de las familias o a un cambio en la composición hacia organismos más tolerantes. Bajo este enfoque, los bajos valores obtenidos en la quebrada Tillitusa indican un predominio de familias capaces de desarrollarse en ambientes sometidos a perturbaciones, especialmente en el Punto 2, donde la comunidad bentónica reflejó una mayor adaptación a condiciones de estrés ambiental.

Resulta relevante notar que el BMWP/Col y el ASPT no siempre coincidieron en su clasificación puntual de un mismo punto y muestreo. Por ejemplo, en el primer muestreo, P1 y P3 fueron clasificados como críticos según el BMWP/Col (16 y 17, respectivamente), mientras

que el ASPT los ubicó en categorías de buena a excelente calidad (5,33 y 5,66). Esta diferencia se explica porque el BMWP/Col acumula el puntaje de sensibilidad de todas las familias registradas penalizando la baja riqueza taxonómica, mientras que el ASPT promedia dicho puntaje entre el número de familias presentes, por lo que una comunidad taxonómicamente pobre pero compuesta por los pocos taxones de tolerancia relativamente baja puede obtener un ASPT favorable a pesar de un BMWP/Col bajo. Esto sugiere que, en P1 y P3, la comunidad bentónica es pobre en riqueza pero está compuesta por organismos de tolerancia relativamente baja a la contaminación, mientras que en P2 la comunidad no solo es pobre en riqueza si no que además está dominada por taxones altamente tolerantes (ASPT=2,0). Por lo tanto estos índices no deben leerse como si confirmaran de manera uniforme el mismo grado de deterioro en cada punto, sino como evidencia complementaria que revela distintas dimensiones riqueza acumulada frente a tolerancia promedio del estado ecológico de cada sitio.

Los resultados obtenidos son consistentes con lo reportado por Roldán-Pérez, (2016), quien indica que valores bajos del ASPT son características de ecosistemas acuáticos afectados por contaminación orgánica, alteraciones del hábitat y disminución de organismos sensibles. El autor destaca que, aunque el número de familias puede variar entre sitios o periodos de muestreo, la persistencia de valores bajos del ASPT evidencia una comunidad dominada por taxones tolerantes, condición que representa un deterioro sostenido de la calidad ecológica del cuerpo de agua. Este comportamiento coincide con el presente estudio, donde el ASPT mostró una estabilidad temporal, pero diferencias espaciales claramente asociadas al gradiente de perturbación de la quebrada.

Asimismo, Acosta et al., (2009) señalan que los ecosistemas altoandinos sometidos a presiones antrópicas experimentan una sustitución progresiva de organismos sensibles por familias con mayor tolerancia a la contaminación, modificando la estructura funcional de la comunidad bentónica. Este proceso explica que el ASPT pueda mantenerse relativamente constante entre

muestreos, aun cuando existen variaciones en la riqueza total de macroinvertebrados, ya que el índice responde principalmente a la calidad ecológica representada por la tolerancia de los organismos presentes. En la quebrada Tillitusa, esta situación se evidencia mediante la ausencia de diferencias temporales significativas y la permanencia de categorías de calidad desfavorables durante todo el estudio.

Resultados similares fueron obtenidos por Damanik-Ambarita et al., (2016) en la cuenca del río Guayas (Ecuador), donde el ASPT permitió identificar sectores con predominio de organismos tolerantes asociados a actividades agrícolas, urbanas y descargas de aguas residuales. Los autores concluyen que este índice resulta especialmente útil para reconocer cambios en la composición biológica que no dependen exclusivamente de la riqueza de familias, sino de la sensibilidad ecológica de los organismos presentes. Esta interpretación coincide con los resultados obtenidos en la quebrada Tillitusa, donde el ASPT confirmó que la comunidad de macroinvertebrados estuvo dominada por familias con elevada tolerancia a las condiciones ambientales registradas.

En conjunto, los resultados obtenidos mediante el índice ASPT evidencian que la quebrada Tillitusa mantiene una comunidad bentónica compuesta principalmente por organismos tolerantes a la perturbación ambiental, especialmente en el Punto 2, donde se registraron los menores valores del índice. La ausencia de diferencias significativas entre muestreos indica que esta condición persistió durante el periodo de estudio, mientras que las diferencias espaciales confirman la influencia de factores locales sobre la estructura de la comunidad. La concordancia entre los resultados del presente estudio y las investigaciones desarrolladas en ecosistemas andinos respalda la utilidad del ASPT como indicador de la calidad biológica del agua y complementa la información obtenida mediante el índice BMWP/Col, proporcionando una evaluación más robusta del estado ecológico de la quebrada Tillitusa.

12.7. Índice ABI (Andean Biotic Index)

El índice ABI fue calculado mediante la sumatoria de los puntajes asignados a cada familia de macroinvertebrados identificados, utilizando la tabla de tolerancia específicamente desarrollada para ecosistemas acuáticos andinos por Rios-Touma et al., (2014). A diferencia del BMWP/Col, el ABI asigna puntajes ajustados a las condiciones de contaminación orgánica características de los ríos altoandinos. Las familias Dipseudopsidae y Syrphidae no cuentan con puntaje asignado en la tabla de referencia del ABI, por lo que no fueron consideradas en el cálculo.

Tabla 17. Resultados del índice ABI — Muestreo 1 (enero 2026).

MUESTREO 1 (ENERO)		
Punto de Muestreo	ABI	Calidad
Punto 1	15	Mala
<i>Punto de Control (Aguas Arriba)</i>		
Punto 2	7	Pésimo
<i>Río + Efluente</i>		
Punto 3	14	Mala
<i>Aguas Abajo</i>		

Nota. Resultados del índice ABI del primer muestreo, Elaboración Propia (2026).

El índice ABI confirmó el deterioro biológico observado mediante el BMWP/Col. Los valores de 15 en el Punto 1 y 14 en el Punto 3 clasificaron ambos sectores con calidad mala, mientras que el valor de 7 registrado en el Punto 2 correspondió a una calidad pésima, evidenciando que el sector influenciado por el efluente presentó la condición ecológica más desfavorable durante este muestreo.

Tabla 18. Resultados del índice ABI — Muestreo 2 (febrero 2026).

MUESTREO 2 (FEBRERO)		
Punto de Muestreo	ABI	Calidad
Punto 1	18	Mala
<i>Punto de Control (Aguas Arriba)</i>		
Punto 2	12	Pésimo
<i>Río + Efluente</i>		
Punto 3	13	Pésimo
<i>Aguas Abajo</i>		

Nota. Resultados del índice ABI del segundo muestreo, Elaboración Propia (2026).

Los resultados del índice ABI registraron valores de 18 en el Punto 1, 12 en el Punto 2 y 13 en el Punto 3. De acuerdo con la clasificación del índice, el Punto 1 presentó una calidad mala, mientras que los Puntos 2 y 3 fueron clasificados como pésimos, confirmando un deterioro de la integridad biológica del ecosistema y una baja representación de indicadores de buena calidad ambiental. La reducción del valor del ABI en el Punto 2 reafirma que este sector continuó siendo el de mayor alteración ecológica durante el segundo muestreo.

Tabla 19. Resultados del índice ABI — Muestreo 3 (marzo 2026).

MUESTREO 3 (MARZO)		
Punto de Muestreo	ABI	Calidad
Punto 1	12	Pésimo
<i>Punto de Control (Aguas Arriba)</i>		
Punto 2	5	Pésimo
<i>Río + Efluente</i>		
Punto 3	8	Pésimo
<i>Aguas Abajo</i>		

Nota. Resultados del índice ASPT del tercer muestreo, Elaboración Propia (2026).

El índice ABI registró valores de **12**, **5** y **8** para los Puntos 1, 2 y 3, respectivamente, clasificando los tres sitios como de calidad **pésima**. Estos resultados indican una degradación generalizada de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos durante el tercer muestreo y evidencian que ninguno de los puntos presentó condiciones biológicas compatibles con un ecosistema de buena calidad. El valor de **5** obtenido en el Punto 2 representa el nivel más bajo registrado mediante este índice, confirmando que este sector presentó la mayor alteración ecológica durante el monitoreo.

12.7.1. Resultados ABI

Tabla 20. Resultados del índice ABI por punto y muestreo.

Punto	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3
Punto 1	15	18	12
Punto 2	7	12	5
Punto 3	14	13	8

Nota. Resultados del índice ABI, Elaboración Propia (2026).

En términos generales, el índice ABI presentó valores comprendidos entre 5 y 18 durante los tres muestreos, predominando las categorías mala y pésima. El Punto 1 registró los mayores valores del índice a lo largo del estudio, mientras que el Punto 2 presentó consistentemente las calificaciones más bajas, indicando un mayor grado de deterioro ecológico. Asimismo, la disminución observada durante el tercer muestreo evidencia un empeoramiento de la condición biológica de la quebrada durante el período de evaluación.

Tabla 21. ANOVA de los resultados del índice ABI.

Origen de variación	SC	gl	MC	F	P-valor	F crítico
Puntos	73.5556	2	36.7778	15.0455	0.01377	6.9443
Muestreo	54.8889	2	27.4444	11.2273	0.02286	6.9443
Error	9.7778	4	2.4444			
Total	138.2222	8				

Nota. ANOVA con resultados del índice ABI, Elaboración Propia (2026).

El análisis de varianza (ANOVA) mostró diferencias estadísticamente significativas tanto entre los puntos de muestreo ($F = 15,05$; $p = 0,0138$) como entre los muestreos ($F = 11,23$; $p = 0,0229$), debido a que los valores de probabilidad fueron inferiores al nivel de significancia establecido ($\alpha = 0,05$). Estos resultados indican que la calidad biológica evaluada mediante el índice ABI presentó variaciones significativas tanto en el componente espacial como temporal, evidenciando que las condiciones ecológicas de la quebrada variaron entre los sitios de muestreo y entre los periodos de monitoreo.

12.7.2. Discusión del índice ABI

Los resultados obtenidos son consistentes con lo reportado por Roldán-Pérez (2016), quien indica que valores bajos del ASPT son características de ecosistemas acuáticos afectados por contaminación orgánica, alteraciones del hábitat y disminución de organismos sensibles. El autor destaca que, aunque el número de familias puede variar entre sitios o periodos de muestreo, la persistencia de valores bajos del ASPT evidencia una comunidad dominada por taxones tolerantes, condición que representa un deterioro sostenido de la calidad ecológica del

cuerpo de agua. Este comportamiento coincide con el presente estudio, donde el ASPT mostró una estabilidad temporal, pero diferencias espaciales claramente asociadas al gradiente de perturbación de la quebrada.

El Índice Biótico Andino (ABI) evidencia que la quebrada Tillitusa presentó una condición ecológica predominantemente mala y pésima durante los tres muestreos, reflejando un ecosistema sometido a presiones ambientales que afecta la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. Esta respuesta biológica puede estar relacionada con la reducción de organismos sensibles y el predominio de familias con mayor tolerancia a condiciones de perturbación. Según Rios-Touma et al., (2014), el ABI fue desarrollado específicamente para ríos altoandinos debido a que las características ambientales de los Andes, como la altitud y la distribución limitada de ciertos taxones, requieren índices ajustados a las condiciones ecológicas propias de estos sistemas. Los autores señalan que el ABI permite detectar cambios asociados al deterioro ambiental en ríos ubicados sobre los 2000 m s.n.m., siendo una herramienta adecuada para evaluar impactos antrópicos en ecosistemas andinos.

La clasificación obtenida en la quebrada Tillitusa coincide con estudios realizados en sistemas altoandinos donde las actividades humanas han generado modificaciones en la calidad biológica del agua. Guallo et al., (2018), al evaluar un sistema fluvial altoandino ecuatoriano mediante macroinvertebrados bentónicos, identifican que los sectores influenciados por actividades antrópicas presentaron categorías inferiores de calidad mediante el índice ABI, debido principalmente a cambios en la composición de las comunidades y al aumento de organismos tolerantes a perturbaciones ambientales. Estos resultados respaldan que la presencia de alteraciones locales puede generar respuestas negativas en los ensamblajes bentónicos y disminuir la capacidad del ecosistema para mantener comunidades sensibles.

La persistencia de los valores más bajos del ABI en el Punto 2 durante todos los muestreos indican que este sector representa la zona con mayor afectación ecológica dentro de la quebrada. Este comportamiento puede asociarse con la influencia del efluente proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales, debido a que las descargas pueden modificar las condiciones del hábitat acuático mediante el incremento de materia orgánica y nutrientes, favoreciendo la presencia de organismos tolerantes y reduciendo la disponibilidad de hábitats adecuados para familias sensibles. En este sentido, Jerves-Cobo et al., (2018) evaluaron el impacto biológico de descargas residuales en sistemas fluviales ecuatorianos y determinaron que los puntos influenciados por efluentes presentaron alteraciones en la calidad biológica evaluada mediante ABI y otros indicadores basados en macroinvertebrados.

Asimismo, las diferencias estadísticamente significativas encontradas entre puntos y muestreos mediante la prueba no paramétrica de Friedman evidencian que la calidad biológica de la quebrada presentó variaciones espaciales y temporales durante el período de estudio. La disminución de los valores del ABI durante el tercer muestreo indica un posible incremento de las condiciones de estrés ambiental, afectando incluso sectores que inicialmente presentaban mejores condiciones ecológicas. Esta variabilidad temporal coincide con lo reportado por Campo et al., (2019), quienes encontraron que los índices basados en macroinvertebrados permiten identificar diferencias en el estado ecológico entre sitios de muestreo, debido a que la composición de estas comunidades responde directamente a cambios en las condiciones ambientales del ecosistema acuático.

Los resultados obtenidos mediante el ABI presentaron una tendencia similar a la observada con el índice BMWP/Col, donde ambos indicadores reflejaron un deterioro de la calidad biológica del agua y una marcada influencia del punto de muestreo. Sin embargo, el ABI proporciona una interpretación más representativa para la quebrada Tillitusa debido a que considera las particularidades ecológicas de los ecosistemas altoandinos. Rios-Touma et al., (2014) destacan

que las adaptaciones regionales de los índices bióticos son necesarias debido a que la tolerancia a la contaminación y distribución de las familias de macroinvertebrados puede variar entre regiones, por lo que los índices desarrollados para otros ambientes pueden generar interpretaciones menos precisas en zonas andinas.

En conjunto, los resultados del ABI evidencian que la quebrada Tillitusa presenta un estado ecológico comprometido, principalmente asociado con la influencia localizada del Punto 2 y con las variaciones ambientales registradas durante los muestreos. La aplicación del ABI permitió identificar cambios en la estructura biológica del ecosistema y confirmar la respuesta de los macroinvertebrados frente a procesos de alteración ambiental. Sin embargo, para fortalecer la interpretación ecológica del sistema resulta necesario complementar estos resultados con índices enfocados en grupos sensibles, como el índice EPT, debido a que permite analizar específicamente la presencia de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, organismos ampliamente utilizados como indicadores de buena calidad ambiental

12.8. Índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)

El índice EPT fue calculado mediante la relación porcentual entre el número de individuos pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera y el total de individuos recolectados en cada punto de muestra, de acuerdo con la fórmula propuesta por Barbour et al., (1999). Estas tres órdenes son reconocidas como indicadores de buena calidad del agua por su alta sensibilidad a la contaminación orgánica. En los casos donde no se registró la presencia de organismos EPT, el índice no fue calculable y se reportó ausencia de estos taxones (Ver Anexo 15).

Tabla 22. Resultados del índice EPT — Muestreo 1 (enero 2026).

EPT MUESTRO 1 (ENERO)				
Puntos de Muestreo	Total, de individuos identificados	Total, de individuos EPT	Porcentaje	Calidad del Agua

Punto 1	9	4	44.44%	REGULAR
Punto 2	No existe presencia EPT			
Punto 3	14	1	7.14%	MALA

Nota. Resultados del índice EPT del primer muestreo, Elaboración Propia (2026).

Finalmente, el índice EPT mostró una disminución importante de organismos sensibles. En el Punto 1 se contabilizaron **9 individuos**, de los cuales **4** pertenecieron a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, representando el **44,44 %** del total y clasificando la calidad del agua como **regular**. En contraste, el Punto 2 no presentó organismos EPT, evidenciando la ausencia de taxa altamente sensibles. El Punto 3 registró **14 individuos**, de los cuales únicamente **1** perteneció al grupo EPT, equivalente al **7,14 %**, clasificando la calidad del agua como **mala**. En conjunto, los cuatro índices muestran que durante el primer muestreo el Punto 2 constituyó el sector con mayor deterioro ecológico, mientras que los Puntos 1 y 3 conservaron una condición ligeramente mejor, aunque aún afectada.

Tabla 23. Resultados del índice EPT — Muestreo 2 (febrero 2026).

EPT MUESTREO 2 (FEBRERO)				
Puntos de Muestreo	Total, de individuos identificados	Total, de individuos EPT	Porcentaje	Calidad del Agua
Punto 1	25	4	16%	MALA
Punto 2	No existe presencia EPT			
Punto 3	No existe presencia EPT			

Nota. Resultados del índice EPT del segundo muestreo, Elaboración Propia (2026).

En cuanto al índice EPT, el Punto 1 registró **25 individuos**, de los cuales **4** pertenecieron a los órdenes **Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera**, representando un **16 %** del total y clasificando la calidad del agua como **mala**. En contraste, los Puntos 2 y 3 no registraron organismos pertenecientes al grupo EPT, lo que indica la ausencia de taxa altamente sensibles a la contaminación. En conjunto, los resultados obtenidos durante el segundo muestreo evidencian que el deterioro ecológico persistió en todo el sistema de estudio, siendo el Punto 2 el sector con la condición biológica más desfavorable y el Punto 3 el que presentó la mejor

sensibilidad promedio de las familias registradas según el ASPT, aunque sin presencia de organismos EPT.

Tabla 24. Resultados del índice EPT — Muestreo 3 (marzo 2026).

EPT MUESTREO 3 (MARZO)				
Puntos de Muestreo	Total, de individuos identificados	Total, de individuos EPT	Porcentaje	Calidad del Agua
Punto 1	No existe presencia EPT			
Punto 2	No existe presencia EPT			
Punto 3	20	1	5%	MALA

Nota: Resultados del índice EPT del tercer muestreo, Elaboración Propia (2026).

Respecto al índice EPT, en los Puntos 1 y 2 no se registró presencia de organismos pertenecientes a los órdenes **Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera**, evidenciando la ausencia de taxa altamente sensibles. En el Punto 3 se contabilizaron **20 individuos**, de los cuales únicamente **1 individuo** perteneció al grupo EPT, representando un **5 %** del total y clasificando la calidad del agua como **mala**. La escasa representación de estos organismos durante el tercer muestreo confirma un deterioro biológico más acentuado respecto a los monitoreos anteriores. En conjunto, los cuatro índices coinciden en mostrar que este muestreo presentó la condición ecológica más comprometida de todo el período de evaluación, caracterizada por la disminución de la riqueza de familias indicadoras, la ausencia casi total de organismos sensibles y el predominio de taxa tolerantes a ambientes perturbados.

12.8.1. Resultados Friedman EPT

Tabla 25. Resultados del índice EPT por punto y muestreo.

Punto	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3
Punto 1	44,44%	16%	0%
Punto 2	0%	0%	0%
Punto 3	7,14%	0%	5%

Nota: Resultados del índice EPT, Elaboración Propia (2026).

No se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas ni entre los muestreos ($p = 0,223$) ni entre los puntos de muestreo ($p = 0,273$), al ser ambos valores superiores a $\alpha = 0,05$. En conjunto, el índice EPT presentó valores bajos durante los tres muestreos, caracterizados por la reducida presencia de organismos pertenecientes a los órdenes *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera*. Aunque se observaron pequeñas variaciones entre los puntos y muestreos, la escasa representación de estos taxones sensibles evidencia un estado ecológico desfavorable en la quebrada Tillitusa, compatible con ambientes sometidos a perturbaciones de origen antrópico.

Tabla 26. Prueba FRIEDMAN de los resultados del índice EPT.

Origen de variación	gl	χ^2 de Friedman	P-valor	χ^2 crítico
Entre Muestreos (bloque = Punto)	2	3.0000	0.22313	5.991
Entre Puntos (bloque = Muestreo)	2	2.6000	0.27253	5.991

Nota: Prueba FRIEDMAN con resultados del índice EPT, Elaboración Propia (2026).

La prueba no paramétrica de Friedman no evidenció diferencias estadísticamente significativas entre las campañas de monitoreo ($\chi^2 = 3,00$; $p = 0,223$) ni entre los puntos de muestreo ($\chi^2 = 2,60$; $p = 0,273$), debido a que ambos valores de p fueron superiores al nivel de significancia establecido ($\alpha = 0,05$). Por tanto, las variaciones observadas en la representación de organismos EPT entre puntos y campañas no fueron estadísticamente significativas durante el período de evaluación.

12.8.2. Discusión del índice EPT

El índice EPT evidenció una baja representación de organismos pertenecientes a los órdenes *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera* durante los tres muestreos realizados en la quebrada Tillitusa, reflejando condiciones ambientales poco favorables para el establecimiento de estos grupos considerados altamente sensibles a las alteraciones del ecosistema acuático. La

reducción o ausencia de estos organismos constituye una señal de deterioro ecológico, debido a que requieren condiciones adecuadas de oxigenación, estabilidad del hábitat y baja presencia de contaminantes para completar sus ciclos de vida. Según Barbour et al., (1999), los organismos EPT son ampliamente utilizados como indicadores de calidad ambiental debido a que presentan baja tolerancia a perturbaciones y su disminución está asociada con procesos de degradación del hábitat acuático.

La limitada presencia de organismos EPT registrados en la quebrada Tillitusa coincide con lo señalado por Resh & Jackson, (1993), quienes indican que los cambios en la composición de comunidades de macroinvertebrados permiten identificar alteraciones ambientales que no siempre son detectadas mediante análisis físicoquímicos puntuales. En este sentido, la baja abundancia de estos grupos sensibles puede interpretarse como una respuesta biológica frente a condiciones de estrés ambiental persistentes, posiblemente relacionadas con la influencia de descargas residuales y modificaciones en las características del hábitat.

A diferencia de los índices BMWP/Col, ASPT y ABI, donde se identifican diferencias estadísticamente significativas entre muestreos, la prueba no paramétrica de Friedman aplicada al índice EPT biológicos que las variaciones temporales no fueron significativas ($p > 0,05$). Este comportamiento puede explicarse por la baja frecuencia de aparición de organismos pertenecientes a estas órdenes durante todo el período de evaluación, generando valores reducidos y con poca variabilidad temporal. De acuerdo con Cummins & Merritt, (1996), los índices basados en grupos sensibles pueden presentar una respuesta limitada cuando los ecosistemas ya se encuentran sometidos a condiciones constantes de perturbación, debido a que la pérdida inicial de taxones sensibles reduce la capacidad del índice para detectar cambios posteriores de menor magnitud.

Los resultados obtenidos mediante el índice EPT presentaron una tendencia concordante con los índices BMWP/Col, ASPT y ABI, los cuales evidenciaron una condición biológica desfavorable y un predominio de organismos tolerantes dentro de la comunidad de macroinvertebrados. Esta coincidencia entre indicadores biológicos confirma que la estructura de la comunidad bentónica responde de manera consistente a las condiciones ambientales presentes en la quebrada Tillitusa. Rios-Touma et al., (2014) mencionan que en ecosistemas altoandinos afectados por actividades antrópicas es frecuente observar una reducción de familias sensibles y un incremento de organismos tolerantes, debido a que las alteraciones ambientales modifican la disponibilidad de hábitats y las condiciones necesarias para mantener comunidades diversas.

La escasa representación de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera también puede relacionarse con una disponibilidad limitada de microhábitats adecuados, cambios en la calidad del agua y posibles incrementos de carga orgánica derivados de actividades humanas. Los organismos EPT requieren condiciones ambientales relativamente estables, por lo que su ausencia o baja abundancia constituye una evidencia de que la quebrada presenta restricciones ecológicas para el desarrollo de comunidades sensibles. En este contexto, los resultados obtenidos sugieren que la quebrada Tillitusa presenta un grado importante de alteraciones ambientales, especialmente en los sectores donde la influencia antrópica es más evidente.

En conjunto, el índice EPT permitió complementar la evaluación de la calidad biológica de la quebrada Tillitusa al evidenciar la respuesta de los grupos más sensibles de macroinvertebrados frente a las condiciones ambientales existentes. La integración de este índice con BMWP/Col, ASPT y ABI permitió confirmar la presencia de un ecosistema con afectación ecológica predominante. Sin embargo, para obtener una evaluación integral del estado del recurso hídrico es necesario complementar la evaluación biológica con indicadores fisicoquímicos y microbiológicos mediante el Índice de Calidad del Agua de la National Sanitation Foundation

(ICA-NSF), debido a que este incorpora múltiples parámetros ambientales y permite establecer una interpretación global de la calidad del agua.

12.9. Índice de Calidad de Agua (ICA-NSF)

El índice ICA-NSF fue calculado mediante la agregación multiplicativa de los subíndices (Sub_i) asignados a cada uno de los nueve parámetros fisicoquímicos y microbiológicos analizados, utilizando las curvas de valoración desarrolladas por Brown et al., (1970) a partir de la metodología de la Fundación de Sanidad Nacional de los Estados Unidos (NSF). A diferencia de una suma lineal ponderada, el ICA-NSF pondera cada subíndice mediante una función exponencial (Sub_i^{wi}), lo que lo hace más sensible a valores críticos individuales, de manera que un solo parámetro fuertemente alterado —como ocurrió con los coliformes fecales en el punto P2— puede reducir significativamente el índice general aun cuando el resto de parámetros se mantiene en rangos favorables. Los parámetros reportados por debajo del límite de detección del laboratorio (Nitratos, DBO₅ y Sólidos Disueltos Totales en algunos puntos) fueron estimados como la mitad de dicho límite, siguiendo la convención estándar para datos censurados en monitoreo ambiental.

Tabla 27. *Tabla Resultados reales de los análisis de laboratorio para cada parámetro y por punto.*

Parámetros	P1	P2	P3
Coliformes	170	2400	189,0
Fecales			
Potencial	6,67	6,82	6,63
Hidrógeno			
Demanda	10,69	13,71	<2
Bioquímica de			
Oxígeno			
Nitratos	<10	<10	<10
Fosfatos	0,503	0,547	0,433
Temperatura	19,4	19,2	19,5
Turbidez	7,20	7,2	6,44
Sólidos Disueltos	<100	<100	<100
Totales			

Oxígeno Disuelto (porcentaje de saturación)	87,9	93,1	91,5
--	------	------	------

Nota: Resultados de los análisis tabulados con dos factores (punto y parámetro). Elaboración Propia (2026).

Tabla 28. *Tabla Resultados de los subíndices de los 9 parámetros de ICA-NSF.*

Parámetros	P1	P2	P3
Coliformes Fecales	15.8	41.9	40.7
Potencial Hidrógeno	85.7	82.1	81.1
Demanda Bioquímica de Oxígeno	37.4	45.2	99.0
Nitratos	98.0	98.0	98.0
Fosfatos	66.3	68.8	72.9
Temperatura	83.4	82.4	88.6
Turbidez	72.1	72.1	72.1
Sólidos Disueltos Totales	80.0	80.0	80.0
Oxígeno Disuelto (porcentaje de saturación)	47.0	47.0	47.0

Nota: Tabulación de los resultados de (subíndices) obtenidos a la ponderación entre 0 y 1, de tal forma que se cumpla que la sumatoria sea igual a uno. Elaboración Propia (2026).

Tabla 29. *Resultados del punto 1 de ICA-NSF.*

Punto 1		
CALIDAD DE AGUA	COLOR	VALOR
Regular		62.8

Nota: Valor de ICA del primer punto junto a su categoría y colorimetría de acuerdo a la tabla de ICA-NSF. Elaboración Propia (2026).

Tabla 30. *Resultados del punto 2 de ICA-NSF.*

Punto 2		
CALIDAD DE AGUA	COLOR	VALOR
Regular		53.4

Nota: Valor de ICA del segundo punto junto a su categoría y colorimetría de acuerdo a la tabla de ICA-NSF. Elaboración Propia (2026).

Tabla 31. *Resultados del punto 3 de ICA-NSF.*

Punto 2		
CALIDAD DE AGUA	COLOR	VALOR
Regular		68.4

Nota: Valor de ICA del tercer punto junto a su categoría y colorimetría de acuerdo a la tabla de ICA-NSF. Elaboración Propia (2026).

El Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF) evidenció diferencias en la calidad del agua entre los tres puntos de muestreo de la quebrada Tillitusa, aunque todos fueron clasificados dentro de la categoría **regular**. El Punto 1 registró un valor de **62,8**, indicando una condición intermedia de la calidad del agua, mientras que el Punto 2 obtuvo la menor puntuación (**53,4**), reflejando un mayor grado de deterioro respecto a los demás sitios evaluados. Por su parte, el Punto 3 alcanzó el valor más alto del índice (**68,4**), lo que sugiere una ligera mejora en las condiciones de calidad del agua aguas abajo del área de estudio.

Si bien los tres puntos conservaron la misma categoría de calidad, las diferencias en los valores del índice evidencian una variabilidad espacial en las condiciones fisicoquímicas y microbiológicas del sistema. En particular, el menor valor registrado en el Punto 2 indica una mayor influencia de factores de contaminación, mientras que el incremento observado en el Punto 3 podría estar relacionado con procesos naturales de dilución, mezcla y autodepuración del cuerpo de agua.

12.9.1. Interpretación de los parámetros del ICA-NSF

El valor final del ICA-NSF estuvo determinado por el comportamiento conjunto de los nueve parámetros considerados en su cálculo. Los resultados evidenciaron que variables como el pH, los nitratos, la temperatura y los sólidos disueltos totales presentaron condiciones relativamente

favorables, contribuyendo positivamente al índice de calidad del agua. En contraste, los coliformes fecales, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y el oxígeno disuelto fueron los parámetros que ejercieron mayor influencia negativa sobre el valor final del índice, indicando la presencia de contaminación de origen orgánico y microbiológico.

La elevada concentración de coliformes fecales constituye un indicio de contaminación asociada al ingreso de aguas residuales o aportes de origen doméstico y pecuario. De igual manera, los valores registrados de DBO₅ reflejan una mayor demanda de oxígeno para la degradación de la materia orgánica presente en el agua, condición que puede disminuir la disponibilidad de oxígeno para la biota acuática. En conjunto, estos parámetros explican la clasificación de calidad regular obtenida en los tres puntos evaluados.

12.9.2. Discusión del Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF)

El Índice de Calidad del Agua de la Fundación Nacional de Saneamiento (ICA-NSF) clasificó los tres puntos de muestreo de la quebrada Tillitusa dentro de la categoría regular, registrando valores de 62,8 para el Punto 1, 53,4 para el Punto 2 y 68,4 para el Punto 3. Aunque esta clasificación indica que el cuerpo de agua conserva condiciones aceptables desde el punto de vista fisicoquímico, las diferencias observadas entre los puntos evidencian una variabilidad espacial asociada a la influencia de fuentes de contaminación localizadas. En particular, el Punto 2 presentó el menor valor del índice, lo que sugiere una mayor alteración de la calidad del agua en el sector influenciado por el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales, mientras que el incremento registrado en el Punto 3 podría atribuirse a procesos naturales de dilución, mezcla y autodepuración que favorecen una recuperación parcial de las condiciones del cuerpo hídrico.

Los resultados obtenidos coinciden con lo señalado por (Brown et al., 1970), desarrolladores del ICA-NSF, quienes establecieron que este índice integra el comportamiento de variables

físicoquímicas y microbiológicas para proporcionar una evaluación global del estado del agua; Sin embargo, advierten que su interpretación representa únicamente las condiciones existentes en el momento del muestreo y, por tanto, no refleja necesariamente los efectos acumulativos de las perturbaciones ambientales sobre el ecosistema.

Asimismo, la disminución del índice en el Punto 2 estuvo determinada principalmente por el comportamiento de los coliformes fecales, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y el oxígeno disuelto, parámetros ampliamente utilizados para identificar la contaminación de origen doméstico y aportes de materia orgánica. En este sentido, (Pitot, 1996) señala que el incremento de la materia orgánica biodegradable favorece el crecimiento microbiano y aumenta el consumo de oxígeno durante los procesos de análisis, provocando una disminución del oxígeno disponible para los organismos acuáticos y, en consecuencia, un deterioro de la calidad ecológica del sistema.

Al contrastar estos resultados con los índices biológicos aplicados en el presente estudio (BMWP/Col, ASPT, ABI y EPT), se observa que los macroinvertebrados indicaron una condición ecológica considerablemente más desfavorable que la reflejada por el ICA-NSF. Mientras el índice físicoquímico clasificó la calidad del agua como regular, los índices bióticos evidenciaron categorías crítica, muy crítica, mala y pésima, lo que demuestra una mayor sensibilidad de la comunidad bentónica frente a las alteraciones ambientales. Este comportamiento coincide con lo reportado por (Rios-Touma et al., 2014) quienes señalan que los macroinvertebrados constituyen indicadores biológicos más robustos para ecosistemas altoandinos, debido a que integran los efectos de la contaminación ocurridos durante períodos prolongados y permiten detectar procesos de degradación que pueden no ser evidencias mediante mediciones físicoquímicas puntuales.

De igual manera (Acosta et al., 2009), mediante el Protocolo CERA para la evaluación ecológica de ríos andinos, sostienen que la valoración integral de la calidad del agua debe combinar indicadores fisicoquímicos y biológicos, ya que ambos proporcionan información complementaria sobre el estado del ecosistema. Los autores enfatizan que los índices basados en macroinvertebrados permiten identificar alteraciones persistentes del hábitat y de la estructura ecológica que no siempre son detectadas por los índices fisicoquímicos convencionales. Esta afirmación concuerda con los resultados obtenidos en la quebrada Tillitusa, donde el Punto 2 presentó simultáneamente el menor valor del ICA-NSF y las calificaciones más bajas en los índices BMWP/Col, ASPT, ABI y EPT, evidenciando una respuesta consistente entre ambos enfoques de evaluación.

Por otra parte, investigaciones desarrolladas en ecosistemas altoandinos del Ecuador y Perú utilizando el Índice Biótico Andino (ABI) han demostrado que la composición de los macroinvertebrados responde con mayor sensibilidad a las presiones derivadas del uso del suelo, las descargas de aguas residuales y la modificación del hábitat que los parámetros fisicoquímicos evaluados de manera puntual. Ríos-Touma et al. (2014) concluyen que el ABI y los demás índices bióticos adaptados para los Andes constituyen herramientas confiables para detectar el deterioro ecológico de los ríos y quebradas de montaña, especialmente cuando son empleados juntos con índices fisicoquímicos.

En conjunto, los resultados del presente estudio demuestran que el ICA-NSF constituye una herramienta útil para describir el estado fisicoquímico y microbiológico del agua; Sin embargo, su capacidad de diagnóstico se fortalece al integrarse con indicadores biológicos. La concordancia espacial observada entre el menor valor del ICA-NSF y los bajos valores obtenidos mediante BMWP/Col, ASPT, ABI y EPT confirma que el Punto 2 corresponde al sector con mayor nivel de perturbación de la quebrada Tillitusa, asociado a la influencia del efluente de la PTAR. En consecuencia, la aplicación conjunta de índices fisicoquímicos y

biológicos permitió obtener una evaluación más completa y confiable del estado ecológico del ecosistema acuático, evidenciando que, aunque el agua fue clasificada como de calidad regular, la comunidad de macroinvertebrados refleja un deterioro ecológico más severo y persistente.

12.10. Análisis fisicoquímico y microbiológico oficial del efluente de la PTAR La Merced

Con el propósito de complementar la caracterización del efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) La Merced, se incorporan los resultados del análisis fisicoquímico y microbiológico emitidos por el laboratorio acreditado ALS Ecuador Alsecu S.A., correspondiente a la muestra A2. Salida PTAR La Merced, recolectada el 19 de diciembre de 2025 en el punto de descarga del efluente tratado (coordenadas UTM 775170 E – 9872573 N), cuya ubicación coincide espacialmente con el punto de muestreo P2 del presente estudio. Los resultados fueron comparados con los límites máximos permisibles establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A, Libro VI, Anexo 1, Tabla 3 (ALS Ecuador Alsecu S.A., 2026).

Los resultados evidenciaron que los ocho parámetros fisicoquímicos evaluados se encontraron dentro de los límites máximos permisibles establecidos por la normativa vigente (Tabla 26). No obstante, el análisis microbiológico reportó una concentración de 230 000 NMP/100 mL de coliformes fecales, valor que supera el límite permisible de 2 000 NMP/100 mL, constituyéndose en el único parámetro clasificado como "No cumple" dentro del informe analítico (ALS Ecuador Alsecu S.A., 2026).

Tabla 32. Resultados del análisis fisicoquímico y microbiológico del efluente de la PTAR La Merced y comparación con los límites máximos permisibles establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A.

Parámetro	Resultado	Límite máximo permisible (Acuerdo 097-A)	Cumplimiento
pH	7,12	5–9	Cumple
Temperatura (°C)	18,0	<35	Cumple
DBO ₅ (mg/L)	36,58	100	Cumple

DQO (mg/L)	102,75	250	Cumple
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	24,15	30	Cumple
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	28,0	100	Cumple
Tensoactivos (mg/L)	0,18	0,5	Cumple
Aceites y grasas (mg/L)	<20,0	30	Cumple
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	230 000	2 000	No cumple

Nota. Fuente: ALS Ecuador Alsecu S.A. (2026).

El hallazgo más relevante de esta investigación surge al contrastar el deterioro biológico persistente observado en P2 con los resultados del análisis oficial del efluente presentado en la Tabla 16: si bien los ocho parámetros fisicoquímicos convencionales evaluados se encontraron dentro de los límites máximos permisibles, la concentración de coliformes fecales alcanzó 230 000 NMP/100 mL, es decir, 115 veces por encima del límite permisible de 2 000 NMP/100 mL, constituyéndose en el único parámetro clasificado como “No cumple”. Este contraste cumplimiento fisicoquímico generalizado frente a un incumplimiento microbiológico severo confirma empíricamente lo planteado en la justificación ambiental de esta tesis con base en Sripanya et al., (2023): el monitoreo fisicoquímico convencional puede no ser suficiente para detectar problemas de contaminación que sí son revelados por la comunidad biológica o por parámetros microbiológicos específicos. El deterioro biológico sostenido registrado en P2 a través de los cuatro índices bióticos no encuentra explicación en los parámetros fisicoquímicos del efluente todos dentro de norma, pero sí es consistente con una contaminación de origen microbiológico no controlada por el sistema de tratamiento, lo que constituye la línea argumentativa más sólida de la presente tesis.

12.11. Análisis Multivariado de Varianza Permutacional (PERMANOVA)

Con el propósito de evaluar si la composición multivariada de los cuatro índices bióticos estandarizados (BMWP/Col, ASPT, ABI y EPT) varió significativamente entre los puntos y entre muestreos, se aplicó un Análisis Multivariado de Varianza Permutacional (PERMANOVA), utilizando una matriz de distancias euclidianas calculada a partir de los índices estandarizados.

Tabla 33. Resultados del PERMANOVA aplicado a los índices bióticos estandarizados.

Factor	Df	Suma de cuadrados	R2	Pseudo-F	P-valor
Punto	2	17,482	0,546	6,72	0,009
Muestreo	2	9,314	0,291	3,58	0,079
Residual	4	5,204	0,163		
Total	8	32,000	1,000		

Nota: Elaboración propia (2026), a partir de la salida de R (paquete vegan, función adonis2).

Los resultados indicaron que el punto de muestreo explicó el 54,6% de la variación multivariada observada, con una diferencia estadísticamente significativa entre P1, P2 y P3 (pseudo-F (2,4) =6,72; p=0,009). En contraste, el muestreo explicó el 29,1% de la variación, un efecto que no alcanzó significancia al nivel convencional de $\alpha = 0,05$ (pseudo-F (2,4) =3,58; P=0,079), aunque sugiere una tendencia temporal que no debe descartarse.

Tabla 34. Resultados de PERMDISP del programa R para verificar PERMANOVA.

Factor	gl	F	p-valor	Interpretación
Punto	2	0,3434	0,687	Dispersión homogénea
Muestreo	2	1,1330	0,408	Dispersión homogénea

Nota. Resultados obtenidos con el programa R con la finalidad de verificar PERMANOVA.

Elaboración Propia (2026).

Previo a la interpretación de los resultados del PERMANOVA, se verificó el supuesto de homogeneidad de la dispersión multivariada mediante la prueba PERMDISP. Los resultados no evidenciaron diferencias estadísticamente significativas en la dispersión entre los puntos de

muestreo ($F = 0,343$; $p = 0,687$) ni entre los muestreos ($F = 1,133$; $p = 0,408$), debido a que ambos valores de p fueron superiores al nivel de significancia establecido ($\alpha = 0,05$). Por tanto, se considera que la dispersión multivariada fue homogénea entre los grupos evaluados, lo que permite interpretar el efecto significativo observado para el factor Punto en el PERMANOVA como una diferencia en la posición multivariada de los grupos y no como resultado de diferencias en su dispersión interna.

LIMITACIONES E IMPLICACIONES PARA LA GESTIÓN AMBIENTAL

12.12. Limitaciones del estudio

Es necesario reconocer las limitaciones metodológicas del presente diseño observacional, descritas con mayor detalle en los apartados 12.3. En primer lugar, el ANOVA de dos factores se aplicó sin réplicas, es decir, con una sola observación por combinación de punto y muestreo, lo que impide estimar de manera independiente el término de interacción Punto $\times$ Muestreo y reducir la potencia estadística de las pruebas, particularmente evidente en los índices donde no se alcanzó significancia (ASPT para el factor Muestreo) o donde fue necesario recurrir a pruebas no paramétricas (EPT).

En segundo lugar, la corta distancia entre P2 y P3 (15,76 m) debe considerarse como parte del contexto específico de este diseño espacial. Una separación tan reducida entre el punto de descarga y el punto de recuperación aguas abajo puede limitar la capacidad de la comunidad bentónica para expresar plenamente procesos de autodepuración y recolonización, lo que podría explicar en parte por qué la recuperación observada en P3 fue parcial y no estadísticamente concluyente en todos los índices.

Finalmente, esta discusión se apoya en un único informe fisicoquímico y microbiológico oficial del efluente (ALS Ecuador Alsecu S.A., 2026), correspondiente a una fecha puntual de muestras (19 de diciembre de 2025), sin contar aún con una serie propia y completa de datos

fisicoquímicos del cuerpo receptor (ICA) que permita corroborar de manera sistemática, a lo largo de los tres muestreos, la relación entre calidad fisicoquímica del agua y la respuesta biológica documentada.

Adicionalmente, es importante señalar que el punto de control ubicado aguas arriba de la descarga (P1) no representó una condición ecológica óptima, sino que presentó calidad crítica a muy crítica en los tres muestreos según el BMWP/Col (16,19 y 12, respectivamente). Esto indica que la quebrada Tillitusa ingresa al área de influencia de la PTAR La Merced con un estado ecológico ya deteriorado, posiblemente asociado a otras presiones antrópicas presentes aguas arriba del área de estudio, no evaluadas en el presente diseño. En consecuencia, el mayor deterioro observado en P2 debe interpretarse como un cambio incremental sobre una condición basal ya afectada, y no como el tránsito de un estado ecológico óptimo hacia uno contaminado.

12.13. Implicaciones para la gestión ambiental

En conjunto, los resultados de esta investigación tienen implicaciones prácticas concretas para la operación de la PTAR La Merced y para el monitoreo del sistema receptor. El hallazgo de que los parámetros fisicoquímicos convencionales cumplen la normativa vigente mientras que los coliformes fecales la exceden en 115 veces sugiere la existencia de una falla específica en la etapa de desinfección del sistema de tratamiento, más que un problema generalizado de eficiencia depurativa. Esta hipótesis debería orientar una revisión técnica puntual de dicha etapa del proceso de tratamiento.

Asimismo, la persistencia del deterioro biológico documentado a través de Múltiples índices y muestreos respaldada la necesidad de incorporar el monitoreo biológico mediante macroinvertebrados bentónicos como componentes complementarios y permanentes del seguimiento ambiental del sistema receptor, dado que este permitió detectar un patrón de afectación que el monitoreo fisicoquímico convencional, por solo sí, no habría evidenciado. Se

recomienda, en consecuencia, extender el periodo de monitoreo biológico más allá de los tres evaluados y ampliar el diseño con réplicas que permitan robustecer estadísticamente los hallazgos aquí discutidos.

13. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

13.1. Conclusiones

Se caracterizaron las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en los tres puntos de muestreo a lo largo de los tres muestreos realizados entre enero y marzo de 2026. El Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF) ubicó a los tres puntos en la categoría Media, con el Punto 2 (río + efluente de la PTAR) registrando el valor más bajo (62,6), asociado principalmente a elevadas concentraciones de coliformes fecales, mientras que el Punto 3 (aguas abajo) presentó la mejor condición fisicoquímica del estudio (69,7). Esto evidencia que, aunque el tratamiento aplicado por la PTAR La Merced reduce parte de la carga contaminante, el efluente continúa aportando una carga microbiológica relevante al cuerpo receptor.

Las métricas biológicas evaluadas mostraron un patrón general de deterioro en clasificar el estado ecológico de la quebrada Tillitusa entre muy crítico y crítico (BMWP/Col: 4–19; ABI: 5–18), con una presencia escasa de organismos sensibles pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT: 5 %–44,44 %). El índice ASPT fue el único que mostró variabilidad relevante entre puntos, alcanzando condiciones de calidad buena a regular en el cauce receptor durante los dos primeros muestreos, lo que indica que, si bien la comunidad bentónica está dominada por taxones tolerantes, conserva cierta capacidad de respuesta que se deteriora en el tercer muestreo. En conjunto, estos resultados confirman una comunidad bentónica empobrecida y dominada por organismos resistentes a la contaminación orgánica en la totalidad del sistema evaluado.

El análisis estadístico (ANOVA de dos factores, prueba de Friedman y PERMANOVA) evidenció diferencias significativas en el estado ecológico asociadas principalmente al punto de muestreo. El análisis multivariado mediante PERMANOVA evidenció que este factor explicó el 54,6% de la variación multivariada de los cuatro índices bióticos (pseudo-F= 6,72; $p= 0,009$), identificando de manera sistemática al Punto 2 (río + efluente de la PTAR) como el de mayor deterioro biológico. Este patrón fue consistente con el registrado por el ICA-NSF, que ubicó al mismo punto con la categoría de calidad más baja. La convergencia entre la evidencia biológica, estadística y fisicoquímica permite concluir que existe una asociación espacial sólida entre la descarga de la PTAR La Merced y el deterioro de la estructura de la comunidad bentónica de la quebrada Tillitusa, sin que el diseño del estudio permita establecer una relación causal exclusiva, dado que no se controlaron otras presiones antrópicas potencialmente presentes en el gradiente evaluado.

13.2. Recomendaciones

Ampliar el periodo de monitoreo a distintas épocas del año. El presente estudio se limitó a tres muestreos consecutivos dentro de un mismo período estacional (enero-marzo de 2026), por lo que no fue posible evaluar la variabilidad hidrológica de la quebrada Tillitusa entre la estación lluviosa y la seca. Se recomienda que futuras investigaciones extiendan el monitoreo a un ciclo anual completo, con el fin de determinar cómo las variaciones de caudal influyen en la capacidad de dilución y autodepuración del cuerpo hídrico frente a la descarga de la PTAR La Merced.

Incorporar puntos de muestreo adicionales aguas abajo. El diseño del presente estudio mostró tres puntos de muestreo, sin evaluar distancias mayores a los 15,76 m aguas abajo de la descarga, por lo que no fue posible determinar hasta qué punto el sistema recupera su capacidad ecológica. Se recomienda ampliar el diseño espacial en futuros estudios, incluyendo puntos

adicionales a distancias mayores, para caracterizar el gradiente de recuperación del cuerpo hídrico.

Profundizar la resolución taxonómica de las comunidades bentónicas. Debido al alcance y tiempo disponibles, la identificación de los macroinvertebrados se realizó a nivel de familia, lo que no permitió explorar la respuesta de géneros o especies específicas ante el gradiente de contaminación. Se recomienda que investigaciones posteriores complementen este enfoque con identificaciones a nivel de género, particularmente en las familias sensibles registradas, con el fin de obtener una resolución más fina sobre los efectos de la descarga de la PTAR.

14. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35-64. <https://doi.org/10.23818/limn.28.04>
- Albini, D., Lester, L., Sanders, P., Hughes, J., & Jackson, M. C. (2023). The combined effects of treated sewage discharge and land use on rivers. *Global Change Biology*, 29(22), 6415-6422. <https://doi.org/10.1111/gcb.16934>
- Alcívar, C. L.-, Vaca-Tapia, E., Cóndor-Simbaña, C., Silva-Palmay, L., Bayancela-Delgado, S., & Rivera-Velásquez, M. F. (2025). Evaluación de la calidad del agua en ecosistemas altoandinos: Un análisis comparativo de índices basados en macroinvertebrados. *Novasinergia*, ISSN 2631-2654, 8(2), 56-71. <https://doi.org/10.37135/ns.01.16.03>
- Alvarado, E. A. E., Mendoza, J. B. E., Florin, A. D. L., & Pérez, T. H. O. (2025). Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua en la Microcuenca Casacay, cantón Pasaje. *Revista Científica y Tecnológica UPSE*, 12(2), 38-47. <https://doi.org/10.26423/gqt3xm85>

- Alvear-Sayavedra, D., Montaña-Ocampo, D., Capparelli, M. V., Celi, J. E., Cabrera, M., & Espinosa, R. (2026). Ecosystem Health of Andean–Amazonian Rivers: Integrating Macroinvertebrate Diversity, Microbiological Loads and Chemical Signatures Across Anthropogenic Gradients. *Water*, 18(9), 1106. <https://doi.org/10.3390/w18091106>
- Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62(1), 245-253. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>
- Armijos-Arcos, F., Salazar, C., Beltrán-Dávalos, A. A., Kurbatova, A. I., & Savenkova, E. V. (2025). Assessment of Water Quality and Ecological Integrity in an Ecuadorian Andean Watershed. *Sustainability*, 17(8), 3684. <https://doi.org/10.3390/su17083684>
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983a). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17(3), 333-347. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90188-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4)
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983b). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17(3), 333-347. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90188-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4)
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish* (EPA 841-B-99-002). U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/sites/default/files/documents/rapid-bioassessment-streams-1999.pdf>
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). *A water quality index—Do we dare?* 117(10), 339-343.
- Campo, Y. M., Rebolledo, M. I. C., & Londoño, A. M. J. (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>

- Carrasco-Badajoz, C., Rayme-Chalco, C., Arana-Maestre, J., Álvarez-Tolentino, D., Ayala-Sulca, Y., & Sanchez-Peña, M. (2022). Aquatic macroinvertebrate trophic guilds, functional feeding groups, and water quality of an andean urban river. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1003207>
- Castillo, A. R., Rodríguez, J. R., & Vidal, G. M. B. (2021). MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS INDICADORES DE CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA DE LAGUNAS ALTOANDINAS, LA LIBERTAD-PERÚ. *REBIOL*, 41(1), 91-101.
- Chaves, L. R. B., & Franco, G. M. R. (2021). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en dos ecosistemas lóticos en El Doncello, Caquetá. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 17(1), Article 1. <https://doi.org/10.18359/rfcb.5432>
- Chidiac, S., El Najjar, P., Ouaini, N., El Rayess, Y., & El Azzi, D. (2023). A comprehensive review of water quality indices (WQIs): History, models, attempts and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 22(2), 349-395. <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7>
- Cortezzi, A., & Paz, L. (2023). Macroinvertebrate biomonitoring in Latin America: Progress and challenges* | Freshwater Science: Vol 42, No 2. *Freshwater Science*, 42(2), 204-2013. <https://doi.org/10.1086/724732>
- Cummins, K., & Merritt, R. (1996). An Introduction to The Aquatic Insects of North America. *The Journal of Animal Ecology*, 50. <https://doi.org/10.2307/1467288>
- Damanik-Ambarita, M. N., Lock, K., Boets, P., Everaert, G., Nguyen, T. H. T., Forio, M. A. E., Musonge, P. L. S., Suhareva, N., Bennetsen, E., Landuyt, D., Dominguez-Granda, L., & Goethals, P. L. M. (2016). Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. *Limnologica*, 57, 27-59. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.01.001>
- Feio, M. J., Hughes, R. M., Serra, S. R. Q., Nichols, S. J., Kefford, B. J., Lintermans, M., Robinson, W., Odume, O. N., Callisto, M., Macedo, D. R., Harding, J. S., Yates, A. G., Monk, W., Nakamura, K., Mori, T., Sueyoshi, M., Mercado-Silva, N., Chen, K., Baek, M. J., ... Sharma,

- S. (2023). Fish and macroinvertebrate assemblages reveal extensive degradation of the world's rivers. *Global Change Biology*, 29(2), 355-374. <https://doi.org/10.1111/gcb.16439>
- Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Santiago de Pillaro. (2020). *Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón Santiago de Pillaro 2020–2032*. Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Santiago de Pillaro. <https://www.pillaro.gob.ec/wp-content/uploads/2022/05/pdot.pdf>
- Grover, A., Sharma, P., Sharma, R., & Sinha, R. (2022). Ultrastructural and molecular approach as a tool for taxonomic identification of aquatic macroinvertebrates: A review. *Heliyon*, 8(12). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12236>
- Guallo, Á. R. Q., Villafuerte, P. N. P., Llerena, M. V. R., Lima, G. P. S., Moreno, C. G. R., & Carrión, D. A. D. (2018). Macroinvertebrados Bentónicos como Bioindicadores de la Calidad del Agua de un Sistema Fluvial Alto Andino Ecuatoriano. *Revista Científica Hallazgos* 21, 3. <https://doi.org/10.69890/hallazgos21.v3i0.234>
- Hora Revilla, M. E., Gabriel Aguilar, A. R., Polo Corro, J. L., Marchena Dioses, J. M., López-López, E., & Sedeño-Díaz, J. E. (2025). Calibration and Validation of the BMWP Index for the Assessment of Fluvial Systems in High Andean Mining Areas of Peru. *Water*, 17(12), 1724. <https://doi.org/10.3390/w17121724>
- INEC, I. N. de E. y C. (2025). *Documento Metodológico: Estadística de Información Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales – Gestión de Agua Potable y Saneamiento 2024*. INEC. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios/2024/apa/Documento_Metodologico_APA_2024.pdf
- Jacks, F., Milošević, D., Watson, V., Beazley, K. F., & Medeiros, A. S. (2021). Bioassessment of the ecological integrity of freshwater ecosystems using aquatic macroinvertebrates: The case of Sable Island National Park Reserve, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(5), 257. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09055-5>
- Jerves-Cobo, R., Lock, K., Van Butsel, J., Pauta, G., Cisneros, F., Nopens, I., & Goethals, P. L. M. (2018). Biological impact assessment of sewage outfalls in the urbanized area of the Cuenca

- River basin (Ecuador) in two different seasons. *Limnologica*, 71, 8-28.
<https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.05.003>
- Jones, E. R., Bierkens, M. F. P., Wanders, N., Sutanudjaja, E. H., van Beek, L. P. H., & van Vliet, M. T. H. (2022). Current wastewater treatment targets are insufficient to protect surface water quality. *Communications Earth & Environment*, 3(1), 221. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00554-y>
- Kogut, I., Alberts, J., Wölfling, B.-M., Hussy, S., Polak, D., & Szwaab, M. (2026). A Critical Review of Domestic Wastewater Pollutants: Exposure Pathways and Treatment Technologies. *Clean Technologies*, 8(3), 73. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol8030073>
- Koul, B., Yadav, D., Singh, S., Kumar, M., & Song, M. (2022). Insights into the Domestic Wastewater Treatment (DWWT) Regimes: A Review. *Water*, 14(21), 3542.
<https://doi.org/10.3390/w14213542>
- Latinopoulos, D., Ntislidou, C., Lazarina, M., Papaevangelou, V., Akrotas, C., & Kagalou, I. (2023). Macroinvertebrate Community Responses to Multiple Pressures in a Peri-Urban Mediterranean River. *Sustainability*, 15(24), 16569. <https://doi.org/10.3390/su152416569>
- Orozco-González, C. E., & Ocasio-Torres, M. E. (2023). Aquatic Macroinvertebrates as Bioindicators of Water Quality: A Study of an Ecosystem Regulation Service in a Tropical River. *Ecologies*, 4(2), 209-228. <https://doi.org/10.3390/ecologies4020015>
- Pimentel, H. F., Oyague, E., & Sánchez, E. (2022). Environmental quality assessment in central Andean Rivers: Using the ecological thresholds concept, environmental quality standards, and biotic indexes. *River Research and Applications*, 38(7), 1305-1320.
<https://doi.org/10.1002/rra.3993>
- Pitot, H. C. (1996). *Water Quality Assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring, Second Edition* (D. V. Chapman, Ed.; 0 ed.). CRC Press.
<https://doi.org/10.4324/NOE0419216001>
- https://site.inpc.gob.ec/pdfs/lotaip2020/REGLAMENTO%20AL%20CODIGO%20ORGANICO%20DEL%20AMBIENTE.pdf?utm_source=chatgpt.com

- Resh, V., & Jackson, J. (1993). *Rapid Assessment Approaches to Biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates* (pp. 195-233).
- Rios-Touma, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62(S2), 249-273. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15791>
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: Cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Silva, C., Santos, J. I., Vidal, T., Silva, S., Almeida, S. F. P., Gonçalves, F. J. M., Abrantes, N., & Pereira, J. L. (2024). Potential effects of the discharge of wastewater treatment plant (WWTP) effluents in benthic communities: Evidence from three distinct WWTP systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(23), 34492-34506. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33462-z>
- Sinche, F., Cabrera, M., Vaca, L., Segura, E., & Carrera, P. (2023). Determination of the ecological water quality in the Orienco stream using benthic macroinvertebrates in the Northern Ecuadorian Amazon. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 19(3), 615-625. <https://doi.org/10.1002/ieam.4666>
- Sotomayor, G., Hampel, H., Vázquez, R. F., Forio, M. A. E., & Goethals, P. L. M. (2022). Implications of macroinvertebrate taxonomic resolution for freshwater assessments using functional traits: The Paute River Basin (Ecuador) case. *Diversity and Distributions*, 28(8), 1735-1747. <https://doi.org/10.1111/ddi.13418>
- Spill, C., Ditzel, L., & Gassmann, M. (2024). In-Stream Nitrogen Dynamics in a Point Source Influenced Headwater Stream During Baseflow Conditions. *Water Resources Research*, 60(9), e2023WR036672. <https://doi.org/10.1029/2023WR036672>
- Sripanya, J., Vongsombath, C., Vannachak, V., Rattanachan, K., Hanjavanit, C., Mahakham, W., & Sangpradub, N. (2023). Benthic Macroinvertebrate Communities in Wadeable Rivers and

Streams of Lao PDR as a Useful Tool for Biomonitoring Water Quality: A Multimetric Index Approach. *Water*, 15(4), 625. <https://doi.org/10.3390/w15040625>

Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E. H., Ouéda, A., Bawa, L. M., & Djaneye-Boundjou, G. (2021).

Benthic Macroinvertebrates as Ecological Indicators: Their Sensitivity to the Water Quality and Human Disturbances in a Tropical River. *Frontiers in Water*, 3.

<https://doi.org/10.3389/frwa.2021.662765>

Torres-Cervera, K. P., Herrera-Martínez, J. R., Navarro-Sining, B. A., Martínez-García, N., Royero-

Ibarra, A., & Cahuana-Mojica, A. (2022). Determinación de los índices BMWP/COL, (QBR), (IHF) E ICO en Valledupar, Colombia. *Revista Politécnica*, 18(35), 110-127.

<https://doi.org/10.33571/rpolitec.v18n35a8>

