UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA INDOAMERICA

FACULTAD DE CIENCIAS DEL MEDIO AMBIENTE

CARRERA DE INGENIERÍA EN BIODIVERSIDAD Y RECURSOS GENÉTICOS

TEMA:

EVALUACIÓN AMBIENTAL Y ECOLOGÍA DE MACROINVERTEBRADOS EN LA CUENCA DEL RÍO AMBATO: IMPULSANDO LA GOBERNANZA HÍDRICA EN TUNGURAHUA

Trabajo de titulación previo a la obtención del título de Ingeniería en Biodiversidad y Recursos Genéticos

Autor

Naomi Tamar Santana Pasquel

Tutor

PhD. Ibon Tobes Sesma

QUITO-ECUADOR

2025

AUTORIZACIÓN POR PARTE DEL AUTOR PARA LA CONSULTA, REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL, Y PUBLICACIÓN ELECTRÓNICA DEL TRABAJO DE TÍTULACIÓN

Yo, Naomi Tamar Santana Pasquel declaro ser autor del Trabajo de Titulación con el nombre "EVALUACIÓN AMBIENTAL Y ECOLOGÍA DE MACROINVERTEBRADOS EN LA CUENCA DEL RÍO AMBATO: IMPULSANDO LA GOBERNANZA HÍDRICA EN TUNGURAHUA", como requisito para optar al grado de Ingeniería en Biodiversidad y Recursos Genéticos y autorizo al Sistema de Bibliotecas de la Universidad Tecnológica Indoamérica, para que con fines netamente académicos divulgue esta obra a través del Repositorio Digital Institucional (RDI-UTI). Los usuarios del RDI-UTI podrán consultar el contenido de este trabajo en las redes de información del país y del exterior, con las cuales la Universidad tenga convenios. La Universidad Tecnológica Indoamérica no se hace responsable por el plagio o copia del contenido parcial o total de este trabajo.

Del mismo modo, acepto que los Derechos de Autor, Morales y Patrimoniales, sobre esta obra, serán compartidos entre mi persona y la Universidad Tecnológica Indoamérica, y que no tramitaré la publicación de esta obra en ningún otro medio, sin autorización expresa de la misma. En caso de que exista el potencial de generación de beneficios económicos o patentes, producto de este trabajo, acepto que se deberán firmar convenios específicos adicionales, donde se acuerden los términos de adjudicación de dichos beneficios.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Quito, a los 14 días de abril de 2025, firmo conforme:

Autor: Naomi Tamar Santana Pasquel

Firma:

Número de Cédula: 1727566109

Dirección: Pichincha, Quito, San Antonio de Pichincha

Correo Electrónico: tamiscle.bio@gmail.com

Teléfono: 0998988916

APROBACIÓN DEL TUTOR

En mi calidad de Tutor del Trabajo de Titulación “EVALUACIÓN AMBIENTAL Y ECOLOGÍA DE MACROINVERTEBRADOS EN LA CUENCA DEL RÍO AMBATO: IMPULSANDO LA GOBERNANZA HÍDRICA EN TUNGURAHUA” presentado por Naomi Tamar Santana Pasquel para optar por el Título Ingeniería en Biodiversidad y Recursos Genéticos,

CERTIFICO

Que dicho trabajo de investigación ha sido revisado en todas sus partes y considero que reúne los requisitos y méritos suficientes para ser sometido a la presentación pública y evaluación por parte del Tribunal Examinador que se designe.

Quito, 14 de abril de 2025

PhD Ibon Tobes Sesma

DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD

Quien suscribe, declaro que los contenidos y los resultados obtenidos en el presente trabajo de investigación, como requerimiento previo para la obtención del Título de Ingeniería en Biodiversidad y Recursos Genéticos, son absolutamente originales, auténticos y personales y de exclusiva responsabilidad legal y académica del autor.

Quito, 14 de abril de 2025

……..

Naomi Tamar Santana Pasquel

1727566109

APROBACIÓN TRIBUNAL

El trabajo de Titulación ha sido revisado, aprobado y autorizada su impresión y empastado, sobre el Tema: EVALUACIÓN AMBIENTAL Y ECOLOGÍA DE MACROINVERTEBRADOS EN LA CUENCA DEL RÍO AMBATO: IMPULSANDO LA GOBERNANZA HÍDRICA EN TUNGURAHUA, previo a la obtención del Título de Ingeniería en Biodiversidad y Recursos Genéticos, reúne los requisitos de fondo y forma para que el estudiante pueda presentarse a la sustentación del trabajo de titulación.

Quito, 14 de abril de 2025

Firmado electrónicamente por:
ALEX RENATO
SANTILLAN SARMIENTO

.....

PhD. Alex Santillán

PRESIDENTE DEL TRIBUNAL

Firmado digitalmente por HERNAN FABRICIO ESPEJO VINAN
Nombre de reconocimiento (DN): c=EC, o=BANCO CENTRAL DEL ECUADOR, ou=ENTIDAD DE CERTIFICACION DE INFORMACION-ECIBCE, l=QUITO, serialNumber=1000707657, cn=HERNAN FABRICIO ESPEJO VINAN

.....

Ing. Hernan Espejo

VOCAL

DEDICATORIA

En honor a mi amado hermano.

El reloj se detuvo en aquella hora,

en esa larga, larga hora en la que ya no estabas,

fuel el primer día de lluvia que nunca terminó.

AGRADECIMIENTOS

Este artículo académico no habría sido posible sin el apoyo de muchas personas e instituciones a quienes quiero expresar mi más sincera gratitud.

En primer lugar, agradezco a mi tutor Ibon Tobes Sesma, por su guía, confianza e increíble paciencia. Su acompañamiento ha sido fundamental para el desarrollo de este trabajo. A los docentes de la Universidad Indoamérica, quienes con su enseñanza y compromiso han contribuido a mi formación profesional. Agradezco al Fondo de Páramos de Tungurahua y Lucha contra la Pobreza, cuyos integrantes me brindaron su acompañamiento en el trabajo de campo y en los análisis de laboratorio.

Agradezco a mi colega Andrés Castañeda, por ser Oráculo en el desarrollo de este trabajo. A la Universidad Indoamérica, que me abrió las puertas de sus laboratorios proporcionándome el espacio y los recursos para desarrollar mis actividades.

Agradezco profundamente a mi querido hijo, a mi madre y a mis hermanas, por su amor incondicional y apoyo constante, especialmente en los momentos de mayor desafío. Y a mis amigos, por su compañía, ánimo y ayuda haciendo de este camino una experiencia más amena.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

PORTADA..... i

AUTORIZACIÓN PARA EL REPOSITORIO DIGITAL..... ii

APROBACIÓN DEL TUTOR.....iii

DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD.....iv

APROBACIÓN TRIBUNAL.....v

DEDICATORIA..... vi

AGRADECIMIENTO vii

ÍNDICE DE CONTENIDOS viii

ÍNDICE DE TABLAS.....ix

ÍNDICE DE FIGURAS.....x

RESUMEN EJECUTIVO.....xii

ABSTRACT xiii

CAPÍTULO I: INTRODUCIÓN 1

CAPÍTULO II: METODOS .....……... 10

CAPÍTULO III: RESULTADOS .....……...33

CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN .....…….. 55

CAPÍTULO V: CONCLUCIONES Y RECOMENDACIONES 66

LITERATURA CITADA 69

ANEXOS..... 77

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla No. 1 Información sobre los sitios de muestreo..... 11

Tabla No. 2 Índice de Calidad de Agua (ICA-NSF)..... 19

Tabla No. 3 Índices de caracterización del ecosistema: Índice de hábitat fluvial (IHF) e Índice calidad de bosque de ribera (QBR)..... 21

Tabla No. 4 Índices biológicos de calidad de agua: Andean-Amazon Biotic Index (AAMBI) y proporción de familias Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (%EPT)..... 26

Tabla No.5 Índices de calidad del ecosistema fluvial: IHF y QBR..... 34

Tabla No. 6 Parámetros de calidad del agua que exceden los valores de Límites Máximos Permisibles (LMP) para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces..... 37

Tabla No. 7 Índices de calidad de Agua: ICA, AAMBI y %EPT..... 41

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura No. 1 Mapa de ubicación de la cuenca del río Ambato..... 11

Figura No. 2 Mapa de uso del suelo de la cuenca del río Ambato..... 13

Figura No. 3 Mapa de los ecosistemas naturales en la cuenca del río Ambato..... 13

Figura No. 4 Diagrama de procesos de recolección, análisis y divulgación de datos. 15

Figura No. 5 Medición de parámetros hidroquímicos en el sitio de muestreo…….. 16

Figura No. 6 Medición de parámetros indicativos de posible contaminación…… 18

Figura No. 7 Técnicas de muestreo cualitativo y cuantitativo de macroinvertebrados……..... 22

Figura No. 8 Extracción de individuos e identificación taxonómica……..25

Figura No. 9 Taller de capacitación: Evaluación ecológica de cuerpos de agua continentales……...……31

Figura No. 10 Taller: Retos y soluciones para la gobernanza del agua en Tungurahua……...……. 32

Figura No. 11 Características del hábitat fluvial…… 35

Figura No. 12 Coliformes totales y Escherichia coli..... 38

Figura No. 13 Caracterización de la calidad del agua..... 40

Figura No. 14 Mapa de los Índices de Calidad Integrados……. 42

Figura No. 15 Representatividad del esfuerzo de muestreo…… 44

Figura No. 16 Diversidad y dominancia de familias de macroinvertebrados..... 45

Figura No. 17 Grupos Funcionales Tróficos: Triturador, Colector-Filtrador, Colector-Recolector, Raspador y Predador……... 47

Figura No. 18 Similitud de las comunidades de macroinvertebrados entre los sitios de muestreo……. 49

Figura No. 19 Distribución de las comunidades de macroinvertebrados según las características del ecosistema……. 50

Figura No. 20 Distribución de las comunidades de macroinvertebrados según la calidad del ecosistema……..….. 52

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA INDOAMÉRICA

FACULTAD DE CIENCIAS DEL MEDIO AMBIENTE

CARRERA DE INGENIERÍA EN BIODIVERSIDAD Y RECURSOS GENÉTICOS

TEMA: EVALUACIÓN AMBIENTAL Y ECOLOGÍA DE MACROINVERTEBRADOS EN LA CUENCA DEL RÍO AMBATO: IMPULSANDO LA GOBERNANZA HÍDRICA EN TUNGURAHUA

AUTOR: Naomi Tamar Santana Pasquel

TUTOR: PhD Ibon Tobes Sesma

RESUMEN EJECUTIVO

Este estudio evaluó el estado ecológico de la cuenca del río Ambato mediante parámetros fisicoquímicos y biológicos. La cuenca sufre presiones antrópicas que generan contaminación en su cuerpo hídrico. Por ello, se emplearon tres índices de calidad de agua: Andean-Amazon Biotic Index (AAMBI), proporción de familias pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (%EPT) e Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF); y dos índices de calidad de ecosistema: Índice de Hábitat Fluvial (IHF) e Índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBRAnd). La investigación abarcó catorce sitios de muestreo: siete en ecosistemas de páramo herbáceo (>3,000 m s. n. m.) y seco (>3,500 m s. n. m.), y siete en ecosistemas de arbustal siempreverde montano (<3,200 m s. n. m.). Se implementaron dos técnicas de muestreo: cualitativa (Kick Net) y cuantitativa (Surber Net), evaluando diversidad y densidad de organismos respectivamente. Los resultados evidenciaron: sitios en ecosistemas de páramo con buena calidad de agua, diversidad media de hábitats y buena calidad de vegetación de ribera; y sitios en ecosistemas arbustal siempreverde montano con media y baja calidad de agua, diversidad media de hábitats y moderada calidad de vegetación de ribera.

DESCRIPTORES: Calidad del agua; contaminación; macroinvertebrados; recursos hídricos; gobernanza hídrica.

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA INDOAMÉRICA

FACULTAD DE CIENCIAS DEL MEDIO AMBIENTE

CARRERA DE INGENIERÍA EN BIODIVERSIDAD Y RECURSOS GENÉTICOS

THEME: ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND MACROINVERTEBRATE ECOLOGY IN THE AMBATO RIVER BASIN: ADVANCING WATER GOVERNANCE IN TUNGURAHUA

AUTHOR: Naomi Tamar Santana Pasquel

TUTOR: PhD Ibon Tobes Sesma

ABSTRACT

This study assessed the ecological status of the Ambato River basin using physicochemical and biological parameters. The basin is subjected to anthropogenic pressures that cause contamination of its water body. Therefore, three water quality indices were used: Andean-Amazon Biotic Index (AAMBI), the proportion of families belonging to the orders Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (%EPT), and the Water Quality Index (ICA-NSF); along with two ecosystem quality indices: the Fluvial Habitat Index (IHF) and the Riparian Forest Quality Index (QBRAnd). The research covered fourteen sampling sites: seven in herbaceous (>3,000 m a.s.l.) and dry (>3,500 m a.s.l.) páramo ecosystems, and seven in montane evergreen shrubland ecosystems (<3,200 m a.s.l.). Two sampling techniques were implemented: qualitative (Kick Net) and quantitative (Surber Net), evaluating organism diversity and density, respectively. The results showed that sites in páramo ecosystems had good water quality, moderate habitat diversity, and good riparian vegetation quality, while sites in montane evergreen shrubland ecosystems exhibited moderate to low water quality, moderate habitat diversity, and moderate riparian vegetation quality.

KEYWORDS: Water quality; contamination; aquatic macroinvertebrates; water resources; water governance.

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

El agua, bajo la visión constitucional de la República del Ecuador, es un "patrimonio nacional estratégico, de uso público, de dominio inalienable e imprescriptible del estado" (Constitución de la República del Ecuador, 2008, art. 318). Se considera un elemento vital tanto para la naturaleza como para la existencia humana, otorgando al estado la competencia de gestionar los sectores estratégicos relacionados con el recurso hídrico. Sin embargo, la gestión del agua en el país enfrenta desafíos críticos relacionados con la contaminación, la disponibilidad limitada y la calidad de los recursos hídricos, así como con el deterioro de los ecosistemas que los sustentan.

Las actividades humanas, especialmente la industria (p. ej., extractiva, manufacturera, química, etc.), la agricultura y la ganadería, contribuyen a este problema, actuando como fuentes de contaminación difusas (múltiples fuentes dispersas) y directas (específicas y localizadas) en cuerpos de agua (Hurtado, 2020; Wingfield et al, 2021; Cedeño y Esteves-Fajardo, 2023). Según el Plan Nacional de Sequía (2021-2030), el sector agroindustrial no solo demanda grandes volúmenes de agua, sino que también contribuye a su contaminación con pesticidas y fertilizantes, afectando negativamente la calidad del agua y su disponibilidad para el consumo humano y agrícola (Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica [MAATE], 2021). Esta situación se agrava debido a la falta de infraestructuras adecuadas para el tratamiento de aguas residuales, provocando que en muchas localidades las aguas residuales domésticas e industriales se viertan sin depurar en cuerpos hídricos (Instituto Nacional de Estadística y Censos [INEC], Asociación de Municipalidades Ecuatorianas [AME], Banco de Desarrollo del Ecuador [BDE] y Agencia de Regulación y Control del Agua [ARCA], 2022; Cedeño y Esteves-Fajardo, 2023). Según el Boletín de Estadística de Información Ambiental Económica en

Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales (2022), en 2021, del total de agua distribuida a nivel nacional, solo el 22,3 % ingresó a plantas de tratamiento de aguas residuales. Del 77,7 % restante, que no recibió tratamiento, el 52,8 % fue dispuesto en ríos y el 32,9 % en quebradas (INEC, AME, BDE y ARCA, 2022).

El uso del agua en el país depende en gran medida del consumo doméstico y de sectores productivos, generando tensiones significativas en su gestión y distribución (Martínez, 2019). A pesar de que el acceso al agua es un derecho humano reconocido en la Constitución del Ecuador, alrededor del 30% de la población aún no cuenta con el servicio de agua segura y potable (Cedeño y Esteves-Fajardo, 2023). Mientras que la mayor parte del recurso hídrico se destina a la agricultura, las comunidades indígenas y rurales enfrentan dificultades en el acceso continuo y seguro al agua (Cedeño y Esteves-Fajardo, 2023; Martínez, 2019). Con respecto al agua de riego, la agroindustria se ha establecido en las tierras bajas, donde el riego es accesible, mientras que la producción de alimentos para el consumo interno ocurre en pequeñas propiedades situadas en laderas y áreas con difícil acceso al agua (Moreano et al., 2016). La huella hídrica, considerando el consumo de agua directo e indirecto desde el cultivo del producto primo hasta el transporte (Beltrán y Velázquez, 2015) de productos agrícolas (p. ej. banano, cacao y flores) destinados para el mercado internacional, pone en evidencia cómo el agua nacional se externaliza, intensificando desigualdades locales en el acceso al recurso (Moreano et al, 2016). En cuanto al agua potable, aunque ciudades como Quito y Guayaquil cuentan con infraestructura más avanzada que facilita el suministro de agua potable en las ciudades, en las zonas rurales el suministro de agua potable es gestionado principalmente por Juntas de Agua (Wingfield et al., 2021; Cedeño y Esteves-Fajardo, 2023), organizaciones comunitarias que luchan contra limitaciones en la calidad y cantidad del recurso.

Los páramos, ecosistemas de alta montaña, caracterizados por su biodiversidad única y su capacidad de captación y regulación del agua, son fundamentales para el suministro hídrico de las poblaciones (Levy et al., 2023). Su importancia radica en los servicios ecosistémicos que ofrecen, como la captura de carbono, la regulación climática, y el soporte para actividades económicas como la agricultura y el turismo (Chuncho, 2019). Los páramos alimentan miles de microcuencas, lo que los convierte en fuentes vitales de agua para ríos principales del Ecuador (Levy et al., 2023). Sin embargo, su estado actual es preocupante debido a múltiples amenazas, como el cambio climático, la expansión agrícola, la minería, y la construcción de infraestructuras (p. ej., carreteras, represas, edificaciones, etc.) (Chuncho, 2019). Históricamente, los páramos han sufrido la presión de actividades coloniales y extractivas, mientras que actualmente enfrentan desafíos crecientes por la intensificación de las actividades agropecuarias y la distribución inequitativa del agua (Levy et al., 2023). Estas dinámicas amenazan no solo la biodiversidad, sino también la resiliencia de las comunidades indígenas y campesinas que dependen de este ecosistema.

En la provincia de Tungurahua, los recursos hídricos son fundamentales para el desarrollo económico y social de la región. Los páramos de Tungurahua actúan como reservas naturales de agua, abasteciendo a cantones importantes como Ambato a través de captaciones como Mulacorral, Pilisurco, Chiquihurco, Huachi Pelileo y Quillán-Alemanía (Acosta, 2023). La Presa Mulacorral, situada en la cuenca alta del río Ambato, desempeña un papel esencial especialmente durante las épocas de sequía. Esta infraestructura provee agua potable al cantón Ambato y suministra agua para riego a través del canal Ambato-Huachi-Pelileo, satisfaciendo además las necesidades hídricas en períodos de estiaje y asegurando el abastecimiento para consumo humano y actividades agrícolas (GAD Municipal de Ambato, s.f.; Guamán et al., 2004-2005).

La cuenca del río Ambato, principal cuerpo hídrico de la provincia, muestra una degradación progresiva de la calidad del agua a medida que desciende en un gradiente altitudinal (Acosta, 2023; GAD Municipal de Ambato, s.f.; Guamán et al., 2004-2005), donde se ve gravemente afectada por las descargas sanitarias de los poblados y la actividad industrial de la provincia (GAD Municipal de Ambato, s.f.; H. Gobierno Provincial de Tungurahua, 2019-2023). Un factor crítico en esta problemática es la descarga directa de aguas residuales. El 5% de las aguas residuales de la provincia son tratadas, mientras que el 95% restante se vierten en los cauces de los ríos, las acequias y en el medio ambiente en general (H. Gobierno Provincial de Tungurahua, 2019-2023). De manera puntual, la Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Ambato vierte aproximadamente 1.1 m^3/s de aguas residuales sin tratamiento previo al río Ambato (GAD Municipal de Ambato, s.f.). Otro factor de contaminación en la cuenca es la actividad industrial. En la provincia, se procesa aproximadamente el 78% de la producción nacional de cueros (Anchatipán y Flores, 2023; H. Gobierno Provincial de Tungurahua, 2019-2023), actividad que utiliza entre 25 y 80 litros de agua por kilogramo de piel (H. Gobierno Provincial de Tungurahua, 2019-2023). El 45% de las industrias de la provincia, incluidas las curtiembres, se ubican en el cantón Ambato (GAD Municipal de Ambato, s.f.; H. Gobierno Provincial de Tungurahua, 2019-2023). De las 26 curtiembres que existen en el cantón, 7 descargan sus residuos sin previo tratamiento en el río Ambato, 9 en el río Culapachan y 10 en el río Pachanlica (GAD Municipal de Ambato, s.f.). Como resultado, el río Ambato presenta niveles de contaminación que superan los límites permitidos por las normativas ambientales nacionales, lo que restringe sus posibles usos, salvo para la generación hidroeléctrica (Acosta, 2023; GAD Municipal de Ambato, s. f.).

La dinámica del uso del suelo es un factor importante para los ecosistemas, y en el cantón Ambato, el uso del suelo ha cambiado significativamente en las últimas décadas. Según datos del GAD Municipal de Ambato (s. f.), en 1986, el bosque nativo ocupaba el 0.9% de la superficie total del cantón, cifra que disminuyó al 0.14% en 2015, lo que representa una pérdida del 83.5% del bosque nativo. El páramo, por su parte, ocupaba el 39.17% en 1986, disminuyó al 36.2% en 2015, registrando una pérdida total del 7.8% de la cobertura del páramo. La vegetación arbustiva ocupaba el 5.15% en 1986, reduciendo al 1.58% en 2015, lo que refleja una pérdida del 69.3% de la cobertura de vegetación arbustiva. Los cuerpos de agua, que en 1986 representaban el 0.09% de la superficie, cayeron al 0.076% en 2015, lo que muestra una pérdida del 13.6% de la superficie ocupada por cuerpos de agua. Por el contrario, las zonas urbanas, que en 1986 cubrían el 1.18%, aumentaron al 6.65% en 2015, lo que representa una ganancia del 461.5% en la expansión de la mancha urbana. Como respuesta al crecimiento poblacional, la frontera agrícola pasó del 46.67% en 1986 al 48.9% en 2015, indicando un aumento del 4.8% de la cobertura de la frontera agrícola en el cantón.

En relación con estos desafíos, la Agenda Ambiental de Tungurahua impulsa el desarrollo del Plan Provincial de Riego, que tiene la responsabilidad de promover el mejoramiento de la calidad del agua conducido por canales y acequias (H. Gobierno Provincial de Tungurahua, 2019-2023). Asimismo, el Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial (PDOT) del cantón Ambato establece como meta realizar reportes anuales de monitoreo de la calidad del agua y llevar a cabo proyectos para reducir agentes contaminantes en el río Ambato (GAD Municipal de Ambato, s.f.). La normativa nacional vigente brinda lineamientos para la implementación de monitoreos, estableciendo, por ejemplo, valores límite permisibles para parámetros específicos según el uso del agua, conforme al Anexo 1 del Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria del

Ministerio del Ambiente (TULSMA): Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes al Recurso Agua (Ministerio del Ambiente, 2015).

Los monitoreos de calidad del agua en cuerpos de agua dulce suelen incluir análisis físicos, químicos y biológicos (Fenández y Volpedo, s.f.; Wingfield et al., 2021). Las variables físicas y morfológicas de un río definen la forma de su cauce y las características de su corriente (Villamarín et al., 2014; Encalada et al., 2019), estas variables se relacionan con la topografía y geomorfología del paisaje que atraviesa el río (p. ej., la profundidad) (Villamarín et al., 2014). Las variables químicas determinan la presencia de sustancias que pueden afectar el uso del agua (Fenández y Volpedo, s.f). Mientras tanto, los métodos biológicos son una herramienta adicional clave para evaluar el estado ecológico de cuerpos hídricos, implementados a través del biomonitoreo (Fenández y Volpedo, s.f; Ladrera et al., 2013; Rodríguez, 2023; Acosta, 2023). En particular, el estudio de los macroinvertebrados acuáticos se destacada como un método fiable y económico para el biomonitoreo (Encalada et al., 2019; Nolivos et al., 2015).

Los macroinvertebrados son un grupo de organismos diversos que incluye: insectos, moluscos, crustáceos y gusanos (Encalada et al., 2011; Encalada et al., 2019; Rios-Touma et al., 2023). Residen en los sustratos de cuerpos de agua dulce y reaccionan (presencia, ausencia o adaptación) respondiendo tanto de forma inmediata (directa) como de manera progresiva o intensificada con el tiempo (acumulativa) a cambios en su entorno (Acosta, 2023; Encalada et al., 2019; Encalada et al., 2011). El ciclo de vida de los macroinvertebrados, en muchos casos sedentario y de varios meses en una misma área, permite reflejar condiciones locales prolongadas, aportando a la limitación de las mediciones fisicoquímicas, que ofrecen una evaluación puntual (Fenández y Volpedo, s.f; Ladrera et al., 2013; Encalada et al., 2019; Acosta, 2023). Cumplen roles importantes en el ambiente, con grupos funcionales tróficos que condicionan el flujo de energía y la

dinámica de nutrientes en los cuerpos hídricos (Vennote et al,.1980; Valdiviezo-Rivera, 2018). Algunos grupos de macroinvertebrados, como los efemerópteros, plecópteros y tricópteros, son altamente sensibles a la contaminación y disminución de oxígeno, por lo que su presencia indica generalmente aguas limpias y ecosistemas saludables (Encalada et al., 2011; Encalada et al., 2019; Ríos-Touma et al., 2014). A la vez, la ausencia o disminución de estos organismos en un hábitat puede alertar sobre problemas como descargas de residuos industriales y agrícolas (Ríos-Touma et al., 2014). La variada tolerancia de los diferentes grupos de macroinvertebrados a la contaminación permite establecer una clasificación de calidad del agua en base a su composición, abundancia y diversidad, obteniendo así información detallada sobre el nivel de alteración ambiental (Dou et al., 2022; Encalada et al., 2019).

Son organismos ubicuos, presentes en una amplia variedad de hábitats y regiones, facilitando su implementación en programas de monitoreo en diferentes tipos de ecosistemas acuáticos (Ladrera et al., 2013). El análisis en la composición de las comunidades de macroinvertebrados es también una opción económica y accesible para el biomonitoreo, ya que no requiere equipo sofisticado ni tratamientos de laboratorio costosos (Encalada et al., 2019). Facilitando su implementación en programas de monitoreo a largo plazo y en zonas con recursos limitados, contribuyendo a la sostenibilidad de las evaluaciones ambientales en regiones que enfrentan desafíos financieros (Nolivos et al., 2015; Encalada et al., 2019). En el contexto ecuatoriano, el uso de estos bioindicadores ha permitido identificar el impacto de actividades humanas en áreas de alto valor ecológico como Tungurahua, donde se han detectado niveles de contaminación vinculados a la agricultura intensiva y el crecimiento urbano (Acosta, 2023).

Para mejorar la precisión de las estrategias de biomonitoreo, se emplean diversos índices basados en la composición de macroinvertebrados. El Andean-Amazon Biotic Index (AMMBI) y la proporción de familias de Ephemeroptera, Plecoptera Trichoptera (EPT%), determinan valores de calidad de agua según la presencia de taxones en el sitio (Encalada et al., 2011; Encalada et al., 2019).

En cuanto al análisis del ecosistema, el Índice de Calidad del Hábitat Fluvial (IHF) evalúa factores relacionados con complejidad del hábitat (p.ej., cobertura de vegetación acuática, profundidad, sustrato, etc.) (Encalada et al., 2019). Este índice es una herramienta visual, sencilla y rápida que permite evaluar aspectos críticos que determinan la calidad del hábitat físico del río (Encalada et al., 2019; Villamarín et al., 2014). El Índice de Calidad de la Vegetación de Ribera (QBR) es otra herramienta importante para evaluar el ecosistema, considera aspectos como la cobertura, estructura y naturalidad de la vegetación ribereña, así como la presencia de especies exóticas (Encalada et al., 2019). Es una herramienta útil para obtener una calificación rápida del estado de la vegetación de ribera sin necesidad de instrumentos adicionales (Ríos-Touma et al., 2014; Encalada et al., 2019).

Estos índices, combinados con el Índice de Calidad del Agua (ICA), que ofrece una evaluación general del agua basada en parámetros fisicoquímicos (Autoridad Interjurisdiccional de las cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro [AIC], 2011), permiten una interpretación integral del estado ecológico de los cuerpos hídricos (Acosta, 2023). Además de proporcionar un diagnóstico detallado, orientan la gestión ambiental conforme a la normativa ecuatoriana, que destaca la conservación de los recursos hídricos como un derecho humano y estratégico (Constitución de la República del Ecuador, 2008, art. 318).

1.2 Objetivos

La presente investigación tiene como objetivo general evaluar la calidad ecológica de la cuenca del río Ambato mediante el análisis de parámetros fisicoquímicos y biológicos, con el fin de generar información ambiental que contribuya a la gestión sostenible del cuerpo hídrico. A través de i) la caracterización cualitativa y cuantitativa de la diversidad de familias de macroinvertebrados; ii) la determinación del estado ecológico de la cuenca mediante índices de calidad ambiental, como el Índice de Calidad del Agua (ICA), el Índice de Hábitat Fluvial (IHF) y el Índice de Calidad de Bosque de Ribera adaptado (QBR-And); iii) la capacitación de actores locales en técnicas de biomonitoreo ambiental; y iv) la promoción del diálogo sobre los retos en el manejo de los recursos hídricos entre las comunidades locales y otros actores clave.

CAPÍTULO II: MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El estudio se realizó en la cuenca del río Ambato, ubicada en la provincia de Tungurahua, Ecuador, con una extensión de 137.000 ha, representando el 40% del territorio provincial (Guamán et al., 2004-2005). Su orientación hacia el este la integra a un sistema hídrico andino-amazónico, formando parte de la cuenca alta del río Pastaza, que finalmente contribuye al caudal del río Amazonas (ver Figura 1) (Acosta, 2023; GAD Municipal de Ambato, s.f.).

El origen de la cuenca es la unión de dos ríos, el río Colorado y el río blanco: el río Colorado nace en la vertiente oeste del nevado Chimborazo (aprox. 4.800 m s.n.m.) en trayectoria hasta la unión con el rio Blanco, el cual proviene del Nevado Carihuayrazo (aprox. 4.400 m s.n.m.) (GAD Municipal del Ambato, s.f.). La hidrografía de la cuenca abarca 127 ríos, 237 quebradas, 80 lagunas y 244 riachuelos, formando la principal red hídrica del río Ambato (Acosta, 2023). Las precipitaciones presentan una estacionalidad marcada, con una temporada de lluvias que se extiende aproximadamente desde diciembre hasta junio, alcanzando su punto máximo en abril, la temporada seca ocurre entre junio y diciembre, siendo agosto el mes más árido (Weather Spark, 2025). La precipitación en la cuenca varía entre 200 y 600 mm anuales, presentando un déficit hídrico de 903.35 Hm^3/año lo que la convierte en una zona con alto riesgo de desertificación (Guamán et al., 2004-2005; H. Gobierno de Tungurahua; Acosta, 2023). Se tomaron muestras en 14 sitios de la cuenca (ver Tabla 1): el sitio de mayor altitud, Poggios del arenal (F) a 4.075 m s.n.m. y el de menor altitud, unión del río Ambato con el río Pachanlica (L) a 2.100 m s.n.m. (ver Figura 1).

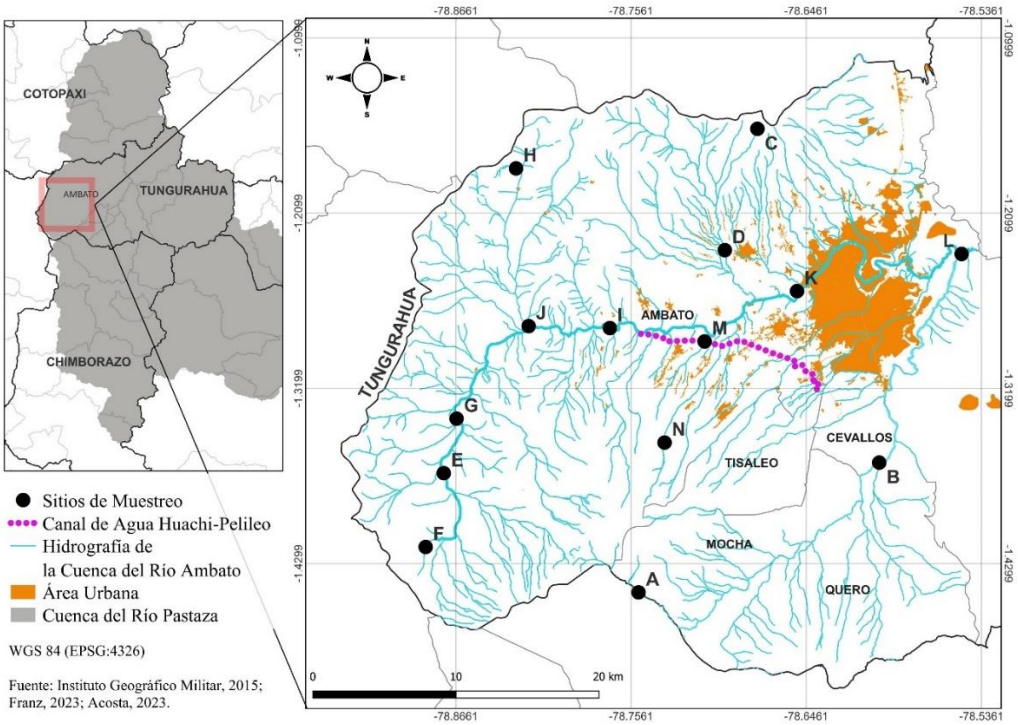


Figura 1. Mapa de ubicación de la cuenca del río Ambato.

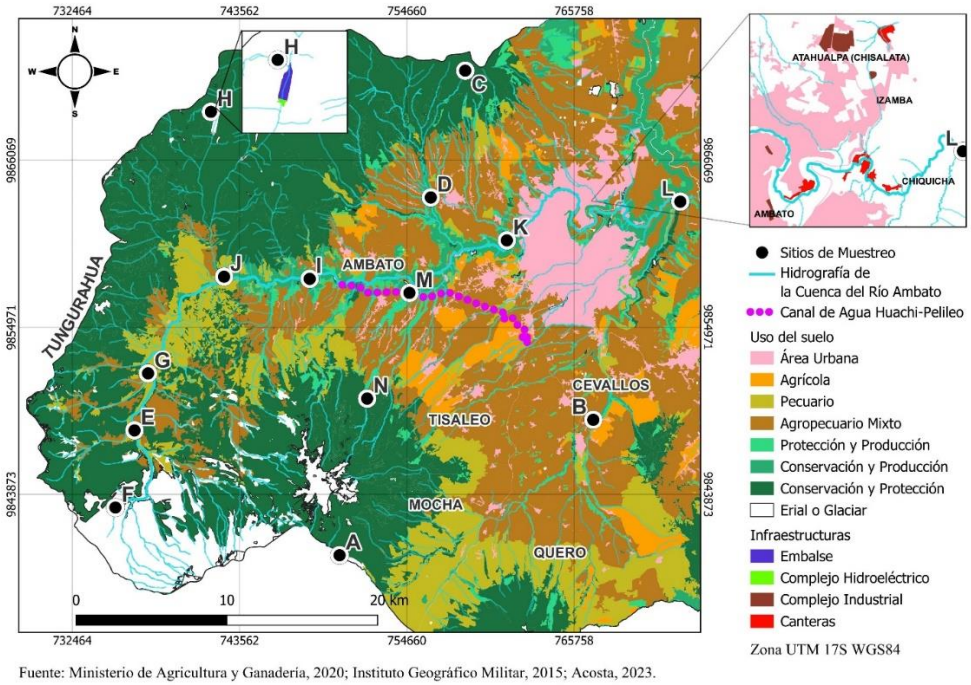
Nota: Mapa representado en el sistema de coordenadas WGS 84 (EPSG:4326), utilizando latitudes y longitudes para visualizar la ubicación de los sitios de muestreo.

Tabla 1. Información sobre los sitios de muestreo.

Código	Sitio	Elevación (m s. n. m.)	Latitud	Longitud
F	Poggios del arenal	4.070	-1.4195	-78.8850694
H	Quebrada Mulacorral	3.950	-1.1818	-78.8283083
C	Tungui Wayco	3.923	-1.1569	-78.6767556
A	Las Abras	3.894	-1.448	-78.7514028
E	Rio Colorado	3.823	-1.3732	-78.8737222
N	La boca Toma	3.742	-1.3539	-78.73505
G	Cunucyaku	3.678	-1.3389	-78.8656722
J	Mula corral bajo	3.277	-1.2808	-78.8204056
I	Manzana Huayco	3.053	-1.2821	-78.7693722
M	Mosquitos	2.983	-1.2904	-78.7098972
D	Chakapamba	2.967	-1.2331	-78.6972111
B	Pachanlica	2.812	-1.3665	-78.6002556
K	Tilulum	2.637	-1.2588	-78.6518583
L	Pacha-Amba	2.269	-1.2355	-78.5484917

Nota. Se presentan las latitudes, longitudes y elevaciones de cada sitio de muestreo dentro de la cuenca de estudio. La tabla está organizada en orden descendente, comenzando por el punto de mayor altitud y finalizando con el sitio de muestreo ubicado en la zona más baja de la cuenca.

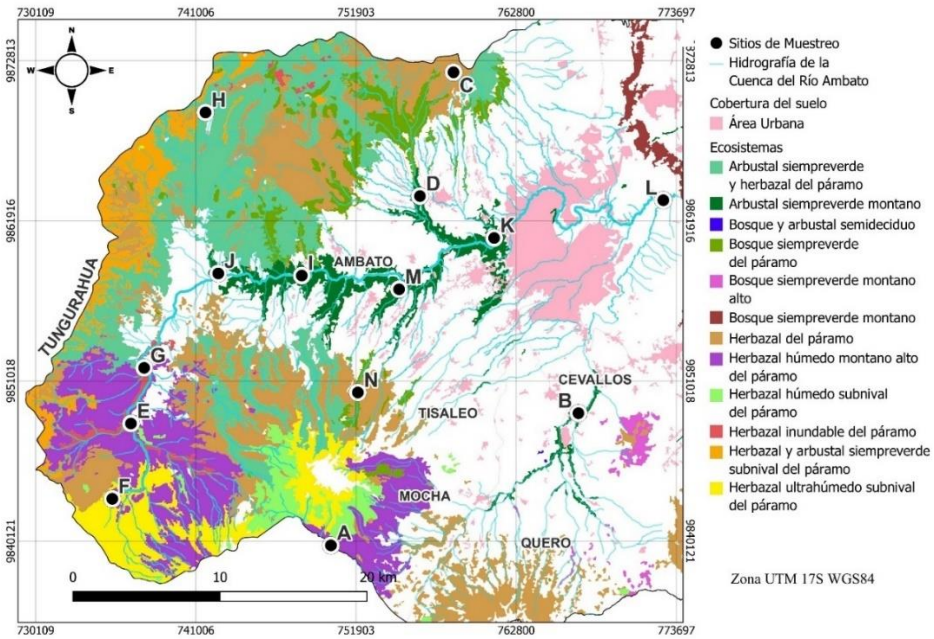
En términos de cobertura (ver Figura 2), según los datos de uso de suelo nacional del Ministerio de Agricultura y Ganadería (2020) y el Plan de Ordenamiento Territorial del cantón Ambato (s.f.), la mayor parte del territorio de la cuenca corresponde a áreas de conservación y protección, con grados de intervención de poco, moderado y muy intervenida. Dentro de estos ecosistemas se incluyen el páramo herbal y arbustivo (34.85%), vegetación herbácea húmeda y seca (9.23%), vegetación arbustiva de matorrales húmedos (2.09%) y bosques nativos (0.20%). Le siguen las áreas productivas, donde el uso del suelo se orienta hacia la conservación y producción incluyendo vegetación herbácea y zonas forestales (4.13%) (principalmente de pino, eucalipto y bosque nativo); protección y producción que incluye zonas forestales y vegetación remanente (ver Figura 3); suelo agropecuario mixto (5.52%); áreas pecuarias con cobertura de pastizales (19.85%); terrenos agrícolas (13.22%) con cultivos permanentes, semipermanentes y anuales (hortalizas, raíces, tubérculos y frutales) y zonas de erial (1.07%) compuestas principalmente por bancos de arena, suelos erosionados y terrenos mayormente improductivos (Ministerio de Agricultura y Ganadería, 2020; GAD Municipal de Ambato, s.f.). Por otro lado, los cuerpos de agua representan el 0.10% del territorio, el área urbana y poblada representa el 8.89%, mientras que las infraestructuras antrópicas dirigidas al comercio abarcan el 0.85%. Estas incluyen complejos industriales dedicados a la producción (p. ej. textil, alimentaria, metalúrgica, etc.), actividades extractivas (p. ej. canteras) y aquellas de uso intensivo del recurso hídrico, como hidroeléctricas, bocatomas y presas (ver Figura 2) (H. Gobierno de Tungurahua, 2019-2021; GAD Municipal de Ambato, s.f.).



Fuente: Ministerio de Agricultura y Ganadería, 2020; Instituto Geográfico Militar, 2015; Acosta, 2023.

Figura 2. Mapa de uso del suelo de la cuenca del río Ambato.

Nota: El mapa está representado en sistema de coordenadas UTM 17S WGS 84, permitiendo estimar la extensión territorial de los distintos usos del suelo.



Fuente: Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, 2013.

Figura 3. Mapa de los ecosistemas naturales en la cuenca del río Ambato.

Nota: El mapa está representado en sistema de coordenadas UTM 17S WGS 84, para estimar la representación de los ecosistemas naturales de la cuenca.

La cuenca del río Ambato integra las unidades hidrográficas de los ríos Ambato y Pachanlica, los cuales conforman el espacio donde se asienta aproximadamente el 75% de la población de la provincia (H. Gobierno de Tungurahua, 2019-2023). Como resultado, el caudal de ambos ríos está comprometido en su totalidad para riego, uso doméstico y la demanda de agua potable (H. Gobierno de Tungurahua, 2019-2023, GAD Municipal de Ambato, s.f.).

El río Ambato es de bajo caudal, y su escasez se debe al uso excesivo del agua en distintos canales y acequias, situación que se agravó con la puesta en funcionamiento del canal Ambato–Huachi–Pelileo (ver Figuras 1 y 2), que desvía una gran parte del recurso hídrico, destinándolo principalmente al riego (GAD Municipal de Ambato, s.f.). Además, en las zonas medias del río, la demanda de agua para consumo humano e industrial es elevada y durante la temporada de estiaje, el río llega a secarse (H. Gobierno de Tungurahua, 2019-2023).

Por su parte, el río Pachanlica, considerado uno de los más contaminados de Tungurahua, experimenta una reducción significativa de su caudal en temporada de estiaje, llegando a secarse en algunos tramos (H. Gobierno de Tungurahua, 2019-2023). No obstante, el afloramiento de aguas subterráneas a lo largo de su cauce da origen a acequias o canales que captan la totalidad del caudal disponible en cada punto de captación (H. Gobierno de Tungurahua, 2019-2023). Más adelante, el río comienza a recuperarse gracias al aporte de aguas subterráneas, alcanzando un caudal promedio de 1.5 m^3/s en su tramo inferior y, al confluir con el río Ambato, alcanza un caudal promedio de 3.5 m^3/s (H. Gobierno de Tungurahua, 2019-2023).

2.2 Muestra

El muestreo se llevó a cabo en agosto de 2024, durante la temporada seca de la provincia. Este período de estiaje se caracteriza por una mayor estabilidad ambiental y biológica, además de ofrecer condiciones más seguras para la recolección de muestras (Arana-Maestre et al., 2021). La selección de los puntos se basó en criterios de representatividad ecológica y accesibilidad, abarcando diferentes gradientes ambientales. La muestra consistió en 14 sitios de muestreo distribuidos a lo largo de la cuenca del río Ambato, en el ecosistema arbustal siempreverde montano (entre 2.000 y 3.000 m s. n. m.), donde el bosque de ribera cuenta con una vegetación bien desarrollada compuesta por arbustos y árboles (ver Figura 3) (Villamarín et al., 2014; Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica [MAATE], 2013), y sitios ubicados en el ecosistema de páramo herbáceo (>3,000 m s. n. m.) y seco (>3,500 m s. n. m.) que presentan una vegetación de ribera generalmente dominada por pastos, cojines, rosetas y pequeños arbustos (Chuncho, 2019). Los sitios fueron asignados con una diferencia aproximada de 300 m s.n.m., hasta llegar a la confluencia del río Ambato con el río Pachanlica.

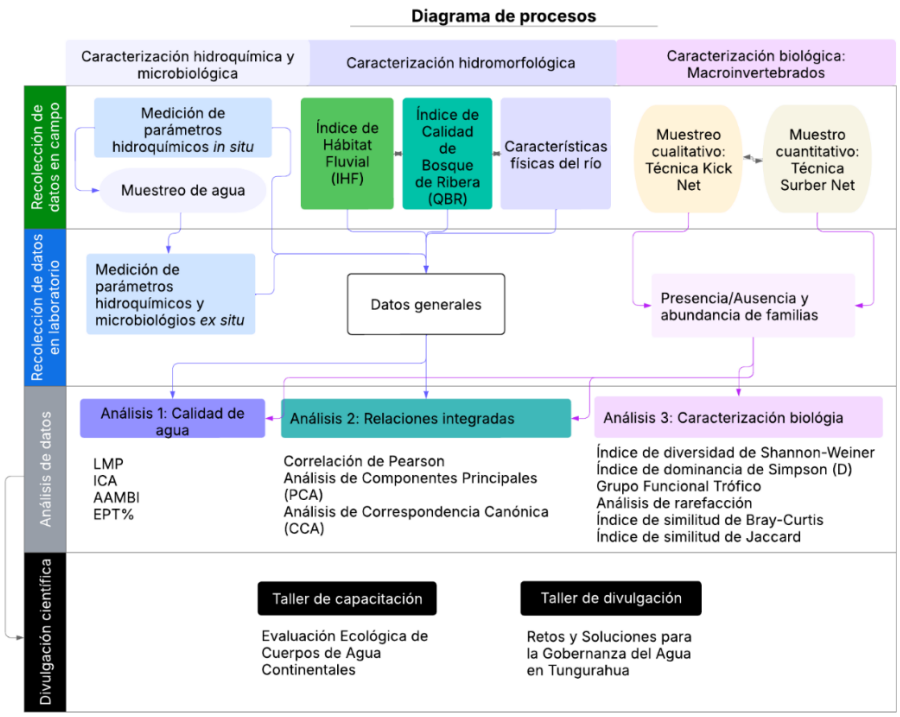


Figura 4. Diagrama de procesos de recolección, análisis y divulgación de datos.

Para los procesos de recolección de datos, análisis y divulgación final, la Figura 4 ilustra las herramientas empleadas en cada una de estas etapas.

2.2.1 Caracterización Hidroquímica y Microbiológica

En cada sitio de muestreo, dentro de un tramo de 10 metros lineales del río, se identificó y seleccionó un lugar de análisis, considerando la facilidad de muestreo y evitando las áreas más profundas y con altas velocidades de corriente. Se midieron los siguientes parámetros hidroquímicos: Oxígeno disuelto (OD, %), potencial de hidrógeno (pH), temperatura (T, °C), conductividad eléctrica (CE, µS/cm) y turbidez (NTU), empleando medidores multiparamétricos portátiles (WTW Multi 340i y HI-98129) (ver Figura 5).

a) b) c)

Figura 5. Medición de parámetros hidroquímicos en el sitio de muestreo.

Nota. Cada imagen representa: (a y b) medición de turbidez (NTU) en el agua, (c) medición de Oxígeno disuelto (OD, %), potencial de hidrógeno (pH), temperatura (T, °C) y conductividad eléctrica (CE, µS/cm).

Para evaluar la calidad del agua, se midieron los parámetros mencionados por Tobes et al. (2016) y Moreno y Sagñay (2024) como posibles indicadores de contaminación: Amoniaco (mg NH_3/L), fosfatos (mg PO_4^{3-}/L), nitritos (mg NO_2^-/L), nitratos (mg NO_3^-/L) y DBO_5 (mg O_2/L). Los análisis de nitratos, fosfatos y amoniaco se realizaron utilizando un espectrofotómetro DR 3900, siguiendo los protocolos y manuales de reactivos Pillows en polvo proporcionados por la empresa Hach Company.

Para determinar fosfatos (mg PO_4^{3-}/L), se empleó el reactivo de fosforo (ortofosfato), utilizando el Método PhosVer Ácido ascórbico (Método 8048) (Hach Company, 2018). En la determinación de amoniaco (mg NH_3/L), se empleó el reactivo de nitrógeno amoniacal, utilizando el Método Salicilato (Método 8155) (Hach, 2015). Para precisar el valor del amoniaco (NH_3), el valor obtenido fue transformado mediante un factor de conversión de 1.215, calculado a partir del cociente entre las masas molares del amoniaco (NH_3, 17.03 g/mol) y el nitrógeno (N, 14.01 g/mol). En la determinación de nitratos, se utilizó el reactivo nitrógeno de nitratos utilizando el Método de Reducción de Cadmio (Método 8039) (Hach, 2019). Para precisar el valor de los nitratos (NO_3), el valor fue transformado bajo el factor de conversión de 4.429 obtenido a partir del cociente entre las masas molares de los nitratos (NO_3, 62.00 g/mol) y el nitrógeno (N, 14.01 g/mol).

Además, se evaluaron parámetros que indican contaminación microbiológica: coliformes totales y *Escherichia coli* (UFC/mL) (Acosta, 2023; Moreno y Sagñay, 2024). El conteo de las unidades formadoras de colonias de coliformes totales y *Escherichia coli* (UFC/mL), fue mediante un medio de cultivo seco preesterilizado, MC-Media Pad E.coli & Coliform, para la enumeración simultánea de *E. coli* y bacterias coliformes, fabricado por Merck Group Millipore, siguiendo el protocolo del manual técnico MC-Media Pad E.coli & Coliform (Merck Group, 2018).

Los parámetros que indican contaminación fueron medidos en muestras de agua recolectadas en cinco botellas de 1000 ml, botellas de polietileno de alta densidad (HDPE), por cada sitio de muestreo. La toma de la muestra se realizó desde la orilla del río, en un punto donde el agua fluía de forma continua, pero sin turbulencia excesiva, y con una profundidad mayor que el tamaño de la botella (ver Figura 6a). Se sumergió lentamente la botella desde la base, con la boca orientada hacia arriba, y gradualmente se inclinó a favor de la corriente para permitir que el agua ingresara de manera lenta,

evitando la formación de burbujas y turbulencias. Una vez llena la botella hasta el inicio del cuello, se cerró y almacenó en refrigeración. Las muestras fueron analizadas en un plazo de 24 horas tras la recolección. Dos de las cinco botellas fueron enviadas a los servicios especializados de los Laboratorios de Investigación de la Universidad de Las Américas (UDLA) para el análisis de los parámetros: DBO_5 (mg O_2/L) y nitritos (mg NO_2^-/L). Las tres botellas restantes fueron utilizadas para analizar los parámetros de nitratos (mg NO_3^-/L), fosfatos (mg PO_4^{3-}/L), amoniaco (mg NH_3/L), coliformes totales y *Escherichia coli* (UFC/mL) en los laboratorios de la Universidad Tecnológica Indoamerica (ver Figura 6). Cada parámetro se midió con tres réplicas.

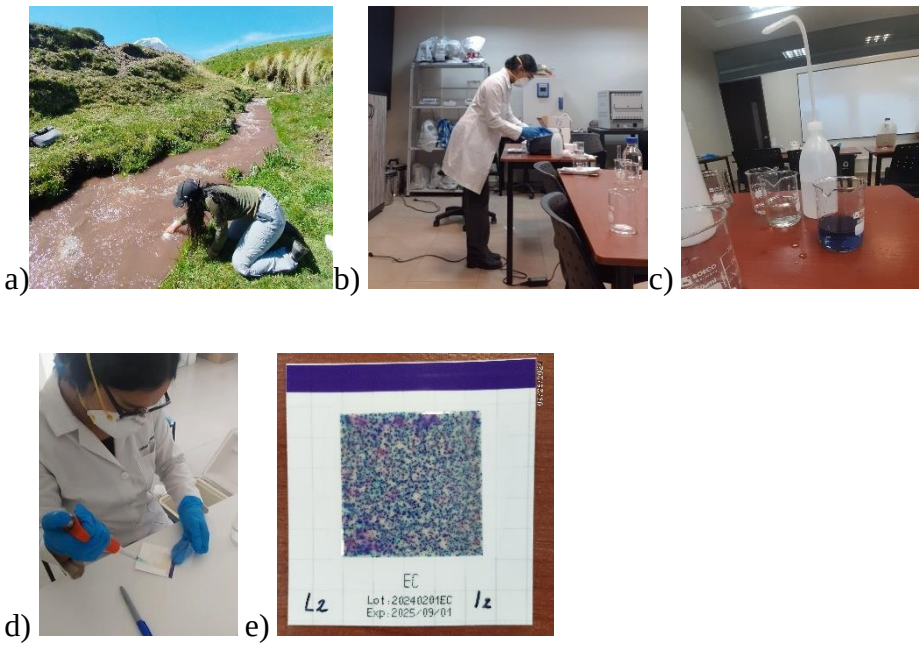


Figura 6. Medición de parámetros indicativos de posible contaminación.

Nota. Cada imagen representa: (a) toma de muestras de agua, (b y c) medición de Amoniaco, fosfatos y nitratos, y (d y e) medición de unidades formadoras de colonias de coliformes totales y *Escherichia coli.*

Los valores de los parámetros hidroquímicos se compararon con los Límites Máximos Permisibles establecidos en el Anexo 1: Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes: Recurso Agua, del Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria

del Ministerio del Ambiente (TULSMA), específicamente la Tabla 2, que establece los criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y estuarinas (Ministerio del Ambiente, 2015). Además, algunos parámetros fueron implementados para el cálculo del Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF) utilizando la metodología de Índices de Calidad del Agua de la Autoridad Interjurisdiccional de las cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro (2011), considerando un total de nueve variables: oxígeno disuelto (OD, %), coliformes fecales (UFC/100mL), potencial de hidrógeno (pH), demanda biológica de oxígeno en cinco días (DBO5, mg O_2/L), sólidos disueltos totales (SDT, µS/cm), nitrógeno (mg N/L), fosfatos (mg PO_4^{3-}/L), temperatura (°C) y turbidez (NTU). Implementado la fórmula establecida en la metodología de Índices de Calidad del Agua: ICA= $\sum_{i=1}^{9} q_i x\, w_i$, donde q_i es el valor del parámetro calculado mediante una curva de función y w_i es el peso del parámetro en la fórmula (AIC, 2011). Debido a la alta sensibilidad de la tecnología Petrifilm™ para la detección de coliformes fecales en concentraciones elevadas (Merck Group, 2018) y la equivalencia observada entre UFC y NMP por la Norma Mexicana NMXAA-186-SCFI-2021 (Secretaría de Economía, 2021), el parámetro se midió en Unidades Formadoras de Colonias (UFC), manteniendo sin modificación el peso en la ecuación. Finalmente, el rango del ICA varía de 0 a 100, donde los valores cercanos a 0 indican una calidad de agua pésima y los valores cercanos a 100 una calidad excelente (ver Tabla 2).

Tabla 2. Índice de Calidad de Agua (ICA-NSF).

Índice	Rango de Calidad de Agua	Calidad de Agua
ICA-NSF	91-100	Excelente
	71-90	Buena
	51-70	Regular
	26-50	Mala
	0-25	Pésima

Fuente: Autoridad Interjurisdiccional de las cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro [AIC] (2011).

2.2.2 Caracterización Hidromorfológica.

Para la descripción del entorno fluvial, en el mismo tramo del río, se establecieron cinco transectos transversales al azar mediante observación visual, con tres puntos de muestreo en cada uno se midieron: el ancho del río (A, m), la profundidad (P, cm), la velocidad de la corriente (V, m/s), el porcentaje de sombra de dosel (%) y el sustrato dominante como finos (<2 mm), gravas (2–64 mm), guijarros (65–256 mm), rocas grandes (>256 mm), y roca madre y concreto, como lo indica Tobes et al. (2016).

Para valorar la heterogeneidad fluvial, se utilizó el Índice de Hábitat Fluvial (IHF) adaptado a zonas andinas (Encalada et al., 2019), evaluando el estado general del hábitat y los factores que pueden influir en la composición de las comunidades biológicas (Villamarín et al., 2014; Tobes et al., 2016), mediante la observación de siete grupos de variables: inclusión del sustrato, frecuencia de rápidos, composición del sustrato, regímenes de velocidad y profundidad, porcentaje de sombra en el cauce, elementos de heterogeneidad y cobertura de vegetación acuática (Acosta et al., 2019). El IHF se aplicó utilizando formularios adaptados para cada región: i) IHF-Andino (>3,200 m.s.n.m.), ii) IHF de Cordillera (500–3,200 m.s.n.m.) y iii) IHF de Llanura Amazónica (<500 m.s.n.m.) (Encalada et al., 2019) y la puntuación final varió de 0 a 100, donde un valor de 100 indica un hábitat fluvial excelente y un valor cercano a 0 señala un hábitat en malas condiciones (ver Tabla 3).

Tabla 3. Índices de caracterización del ecosistema: Índice de hábitat fluvial (IHF) e Índice calidad de bosque de ribera (QBR).

Índice	Rango de calificación	Calificación
IHF	≥90	Muy alta diversidad de hábitats
	71-90	Alta diversidad de hábitats
	50-70	Diversidad de hábitats media
	31-49	Baja diversidad de hábitats
	≤30	Muy baja diversidad de hábitats
QBR	≥95	Calidad muy buena
	75-94	Calidad buena
	55-74	Calidad intermedia
	30-54	Calidad mala
	≤29	Calidad pésima

Fuente: Encalada et al (2019) y Pesca y Acuicultura de la Junta de Extremoduro (s.f.).

Para valorar la zona riparia de los ecosistemas fluviales se midió el índice QBR-And (Encalada et al., 2019), evaluando el bosque de ribera en cuatro apartados: grado de cobertura de la zona de ribera, estructura de la cubierta vegetal, calidad de la cubierta vegetal, y grado de naturalidad del canal fluvial (Villamarín et al., 2014), tomando en consideración la franja de vegetación cercana al borde del río (10 m) y la zona de recarga (30, 50 y 100 m). Se utilizaron formularios específicos según la región: i) QBR Andino (QBR-And) para alturas mayores a 3.200 m s.n.m. ii) QBR de Bosque Montano (QBR-Mon) para altitudes entre 500 y 3.200 m s.n.m., y iii) QBR de Llanura Amazónica (QBR-Am) para altitudes inferiores a 500 m s.n.m (Encalada et al, 2019), y la puntuación final varió entre 0 y 100, donde 100 indica una calidad excelente de la ribera y 0 una calidad pésima (ver Tabla 3).

Para reducir posibles sesgos y garantizar consistencia en las observaciones, los índices fueron realizados por una misma persona y desde un punto donde el sitio de estudio fue completamente observable.

2.2.3 Caracterización de Comunidades de Macroinvertebrados.

En el mismo tramo del río, se realizó el muestreo de macroinvertebrados. Con el fin de evitar alterar las condiciones del río aguas arriba, el muestreo comenzó en el sitio ubicado aguas abajo del tramo, y se siguieron las directrices del *Protocolo F: Invertebrados acuáticos e índice AAMBI de los ríos de las cuencas Andino-Amazónicas: Herramientas y guía de invertebrados para el diseño de programas de monitoreo*, de Encalada et al. (2019). Se obtuvo información sobre la riqueza de familias y la densidad poblacional, utilizando dos técnicas de muestreo:

i) Muestreo cualitativo utilizando una red de patada (Kick Net) de 25 × 25 cm con una malla de 100 µm, ideal para realizar un muestreo multi-hábitat. Esta técnica permite obtener una representación amplia y precisa de las familias presentes en los distintos hábitats visualizados a lo largo del tramo del río. Se realizó una única réplica, desplazándose por los diferentes hábitats con una duración total de tres minutos por sitio de muestreo. El tiempo se distribuyó proporcionalmente entre los hábitats presentes en el tramo. Durante el muestreo, se pateó el sustrato para desprender a los organismos que lo habitan, permitiendo que fueran arrastrados y atrapados por la red (ver Figura 7a) y desde el marco, se movió ágilmente y con fuerza para facilitar la captura de los organismos (ver Figura 7b).

a) b) c)

d) e)

Figura 7. Técnicas de muestreo cualitativo y cuantitativo de macroinvertebrados.

Nota. Las imágenes presentan: (a y b) implementación de la técnica de muestreo cualitativa (Kick Net) y (c, d y e) la implementación de la técnica de muestreo cuantitativa (Surber Net).

ii) Para el muestreo cuantitativo, se utilizó una red Surber que delimita un área de muestreo de 400 cm². Este método permitió estimar la abundancia y densidad de organismos. En el tramo de estudio, se realizaron tres réplicas de muestreo, ubicando visualmente tres puntos con características de rápidos, un nivel de agua inferior a 20 cm y un sustrato variado con capacidad de ser removido. En cada uno de estos puntos se efectuó una única réplica, con una duración de dos minutos por réplica. La red Surber se posicionó a favor de la corriente, y el sustrato dentro del área delimitada fue removido manualmente, facilitando que los organismos fueran arrastrados hacia la red por la corriente (ver Figura 7c, d y e).

Finalmente, las muestras recolectadas con ambas técnicas fueron almacenadas en fundas Ziploc con etanol al 75%. Cada muestra fue etiquetada utilizando una

nomenclatura alfabética para identificar el sitio de muestreo (sitio 1: A; sitio 2: B; sitio 3: C; etc.), la técnica utilizada (Surber: S; Patada: P) y el número de réplica (1, 2 y 3). Posteriormente, las muestras fueron almacenadas en refrigeración.

En el laboratorio, los macroinvertebrados fueron identificados utilizando las siguientes guías taxonómicas: *Los ríos de las cuencas Andino-Amazónicas: herramientas y guía de invertebrados para el diseño de programas de monitoreo* (Encalada et al., 2019), *Keys to Neotropical Hexapoda*, Volumen III (Hamada et al., 2018), *Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos altoandinos (CERAS-S)* (Encalada et al., 2011), *Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú* (Prat et al., 2018), *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia* (Roldán, 1988) y *Guía de identificación de macroinvertebrados acuáticos del Ecuador* (Peralta-Argomeda et al., 2015), alcanzando el nivel taxonómico de familia. Inicialmente, se tomó una muestra y vertió por fracciones en una bandeja amplia (ver Figura 8a). Con ayuda de pinzas, se removió cuidadosamente el sustrato de la muestra, extrayendo la mayor cantidad posible de macroinvertebrados (ver Figura 8a y b). Los individuos recolectados fueron colocados en cajas Petri con etanol al 75% para evitar su desecación y garantizar su adecuada conservación durante el proceso de identificación (ver Figura 8c). Posteriormente, cada individuo fue identificado utilizando un estereoscopio y claves taxonómicas (ver Figura 8a y c). Una vez identificados, los macroinvertebrados se colocaron en tubos Eppendorf organizados por sitios de muestreo y rotulados con información relevante (ver Figura 8d): fecha de identificación, código de muestra, orden y la familia taxonómica y valor del Andean-Amazon Biotic Index (AAMBI).

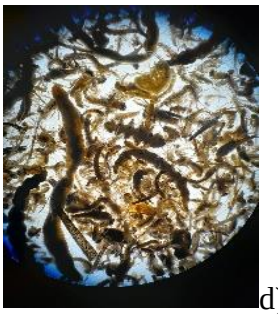
a) b) c)  d)

Figura 8. Extracción de individuos e identificación taxonómica.

Nota. Cada imagen presenta: (a y b) la extracción de individuos del sustrato de la muestra, (c y d) la identificación taxonómica a nivel de familia y (d) su rotulación.

Se aplicaron dos índices biológicos de calidad de agua basados en la presencia o ausencia de familias de macroinvertebrados: AAMBI y %EPT (ver Tabla 4). El AAMBI es un índice recomendado por Encalada et al. (2019) para evaluar la contaminación orgánica, doméstica, agrícola y ganadera, así como los cambios físicos en el caudal y la geomorfología de los ríos, a través del análisis de las familias taxonómicas de los macroinvertebrados. Este índice asigna valores de tolerancia a la contaminación basados en la *Guía de Invertebrados Acuáticos Comunes de las Cuencas Andino-Amazónicas del Ecuador* (p. 145) (Encalada et al., 2019). Su aplicación consiste en asignar valores numéricos entre 1 y 10 a cada familia de invertebrados, según su nivel de tolerancia. Las familias más tolerantes reciben un valor de 1, mientras que las más sensibles obtienen un valor de 10. La suma de los puntajes asignados a todas las familias presentes en un sitio de muestreo determina el puntaje total del índice AAMBI. A partir del valor de riqueza específica, que indica el número total de familias presentes en la muestra, y la abundancia total, se calculó el porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (%EPT) utilizando la siguiente fórmula: $^{0}/_{0}\, EPT = \left(\frac{\sum xEPT}{\bar{x}}\right) \cdot 100$. Donde $xEPT$ es el número de individuos de cada familia pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y

Trichoptera y $\bar{x}$ es el número total de individuos en la muestra. Los porcentajes resultantes indican calidad de agua en respuesta de familias sensibles a la contaminación (Encalada et al., 2019).

Tabla 4. Índices biológicos de calidad de agua: Andean-Amazon Biotic Index (AAMBI) y proporción de familias Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (%EPT).

Índice	Rango de integridad ecológica	Integridad ecológica
AAMBI	≥121	Excelente
	90-120	Muy buena
	50-89	Buena
	36-49	Regular
	≤35	Mala
%EPT	75-100%	Muy buena
	50-74%	Buena
	25-49%	Regular
	0-24%	Mala

Fuente: Encalada et al, (2019).

La información sobre las familias taxonómicas de macroinvertebrados también se utilizó para calcular el porcentaje de cada grupo funcional trófico (GFT), siguiendo el concepto de la continuidad del río (Vannote et al., 1980; Cumbrera y Rodríguez, 2018; Díaz et al., 2016). Se identificaron cinco grupos funcionales: Trituradores, Colectores-Filtradores, Colectores-Recolectores, Raspadores y Predadores (Cumbrera y Rodríguez, 2018).

2.3 Análisis de Datos.

Para identificar relaciones entre las variables de estudio y evitar redundancias en los análisis posteriores, se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson (ver Anexo 1). Este análisis permitió determinar qué variables estaban altamente correlacionadas ($|r| \geq 0.7$) y, por lo tanto, podían representar la misma información. El análisis fue realizado en el programa PAST (PAleontological STatistics) mediante las funciones: única variable y correlación, seleccionando: correlación Pearson. Dado que salinidad y sólidos disueltos

totales presentaron una alta correlación entre sí (r = 0.75) y con la conductividad (Cd), con valores de 0.74 y 0.93 respectivamente, se optó por descartar ambas variables y conservar únicamente la conductividad para los análisis posteriores.

Todos los datos recolectados en el estudio fueron sometidos a una prueba de normalidad. Debido al tamaño de la muestra ($n < 50$) se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk (*W)*, cuyo valor oscila entre 0 y 1. *W* cercano a 1 indica que los datos se ajustan a una distribución normal, mientras que un *W* menor sugiere desviaciones significativas respecto a la normalidad. La confirmación final se realiza con el valor de probabilidad (*p)*, si $p > 0.05$, no hay evidencia suficiente para rechazar la normalidad; en cambio, si $p < 0.05$, se considera que los datos no siguen una distribución normal. Esta prueba se realizó en RStudio, utilizando la interfaz gráfica y paquete de *r*: *Rcmdr*. Para ello, se accedió a la ventana de análisis estadísticos, se seleccionó la opción de resúmenes y, finalmente se aplicó la prueba de normalidad. Una vez identificada la distribución de los datos, se determinó la asimetría mediante histogramas, continuando en la interfaz gráfica y el paquete *Rcmdr*, opción de histogramas. Dada la asimetría positiva de los datos, curva de normalidad con cola extendida hacia la derecha, se aplicó la transformación logarítmica *LN (A+1)* para normalizar, la suma de una constante (+1) se empleó para evitar problemas con valores de cero (Rojas-Jimenez, 2022). La normalización de los datos se empleó para el desarrollo de los análisis posteriores.

Se exploraron las relaciones entre las variables del hábitat y la calidad ambiental en los sitios de muestreo, mediante dos Análisis de Componentes Principales (PCA): uno para evaluar la variación de las características del hábitat en todos los sitios, y otro para evaluar la calidad ambiental de dichos sitios. El primer PCA, utilizó parámetros hidroquímicos (temperatura, oxígeno disuelto, conductividad y pH) y características de la estructura del hábitat (profundidad, velocidad del agua, tipo de sustrato y porcentaje de

cobertura del dosel). El segundo PCA, incluyó parámetros hidroquímicos indicadores de posible contaminación (nitritos, nitratos, fosfatos, amoniaco, DBO5 y coliformes fecales), parámetros hidroquímicos comunes (temperatura, oxígeno disuelto, conductividad y pH) y puntuaciones de los índices de calidad ambiental (IHF, QBR, ICA, AAMBI y EPT). Se realizó los PCA utilizando el software PAST: opción Multivariables y PCA, dentro del menú de análisis.

En cuanto a la caracterización de las comunidades de macroinvertebrados, se evaluó la riqueza total en función del esfuerzo de muestreo, aplicando dos procedimientos de rarefacción mediante estimadores de riqueza: Chao, Jackknife1 y Jackknife2. La combinación de estos índices permitió comparar la riqueza observada (Obs) con la estimada y evaluar si el esfuerzo de muestreo fue suficiente para representar la biodiversidad del ecosistema. La primera rarefacción se llevó a cabo con datos de presencia-ausencia obtenidos del muestreo cualitativo. En este caso, se consideró cada punto de estudio como una única unidad de muestreo. La segunda rarefacción se realizó con datos de abundancia obtenidos del muestreo cuantitativo, considerando cada réplica como un muestreo independiente. El procedimiento de rarefacción se realizó en RStudio; el código completo se encuentra en el Anexo 2.

Se realizaron índices ecológicos mediante el software estadístico PAST, con la función: diversidad. Utilizando datos de abundancia relativa por familia en cada sitio de muestreo. Para evaluar la diversidad de la comunidad, se empleó el índice de Shannon-Wiener (H') que incorpora tanto la riqueza de familias como la equitatividad en su distribución: valores por debajo de 1 se considera baja diversidad, valores entre 1 y 3 diversidad media y valores por encima de 3 diversidad alta. Adicional, la dominancia de familias en la comunidad: valores cercanos a 1 indican dominancia de unas pocas familias, valores cercanos a 0 indican baja dominancia.

Para evaluar la similitud entre los sitios de muestreo, se generaron dos diagramas de clúster basados en la distribución de las familias de macroinvertebrados. El primer diagrama consideró las abundancias relativas de familias de macroinvertebrados, utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis: *0* indica que las comunidades son completamente diferentes y *1* que son idénticas. El segundo diagrama se basó en datos de presencia-ausencia de familias de macroinvertebrados, utilizando el índice de similitud de Jaccard: *0* indica que no hay familias en común y *1* que ambas muestras tienen exactamente las mismas familias. Los diagramas de clúster fueron realizados en el software PAST, mediante la función multivariable y cluster.

A través de dos Análisis de Correspondencia Canónica (CCA), se exploró la distribución de los macroinvertebrados en relación con las características hidromorfológicas y la calidad ambiental en los sitios de muestreo. El primer CCA incluyó la abundancia relativa de familias por sitio, parámetros hidroquímicos (temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad) y características de la estructura del hábitat (profundidad, velocidad del agua, tipo de sustrato y porcentaje de cobertura de dosel). El segundo CCA incluyó la abundancia relativa de familias por sitio, parámetros hidroquímicos (temperatura, conductividad, pH y oxígeno disuelto), parámetros hidroquímicos indicadores de posible contaminación (nitritos, nitratos, amoniaco, fosfatos, DBO y coliformes fecales), y los índices de calidad ambiental (IHF, QBR, ICA, AAMBI y EP). Este análisis fue realizado a través del software PAST, empleando las funciones de análisis multivariable y CCA.

2.4 Divulgación Científica y Fortalecimiento de Capacidades en Gestión ambiental.

Para la capacitación de actores locales en técnicas de biomonitoreo ambiental, se diseñó e implementó un proceso metodológico estructurado en dos fases: diseño del programa de capacitación e implementación de talleres teórico-prácticos.

En primer lugar, se diseñó el programa de capacitación con un enfoque participativo, considerando el nivel de conocimiento de los actores locales y su rol en la gestión ambiental. Se identificó al equipo de monitoreo ambiental del Fondo de Páramos Tungurahua y Lucha Contra la Pobreza como el grupo objetivo de la capacitación. Se seleccionaron las herramientas de evaluación de calidad más adecuadas para la región: %EPT, QBR, IHF y AAMBI.

En la segunda fase, se llevó a cabo el taller de capacitación "Evaluación ecológica de cuerpos de agua continentales", desarrollado el 28 de agosto de 2024 en la Universidad Tecnológica Indoamérica, Campus Simón Bolívar, sede Ambato. Con una duración total de veinte horas, el taller combinó sesiones teóricas y prácticas. La primera sesión teórica (cinco horas) abordó temas como la ecología de ríos y cuencas hidrográficas, la gestión integrada de recursos hídricos y el monitoreo de ecosistemas acuáticos, con énfasis en el uso de macroinvertebrados como bioindicadores. Las sesiones prácticas se realizaron en dos fechas distintas. La primera jornada, el 2 de septiembre de 2024, consistió en una salida de campo donde los participantes aplicaron técnicas de muestreo cuantitativo y cualitativo; y utilizaron las herramientas de evaluación de calidad ambiental.

La segunda sesión práctica, realizada el 3 de septiembre de 2024 en la Universidad Tecnológica Indoamérica, Campus Tecnológico, sede Ambato, tuvo una duración de cinco horas y se centró en la extracción, conservación e identificación taxonómica de

macroinvertebrados acuáticos. Para ello, se emplearon claves taxonómicas y estereoscopios como herramientas de análisis (ver Figura 9).

a) b) c)

Figura 9. Taller de capacitación: Evaluación ecológica de cuerpos de agua continentales.

Nota. Las imágenes presentan: (a) sesión teórica, (b) primera sesión práctica en campo y (c) segunda sesión práctica en laboratorio.

Para fomentar el diálogo sobre los retos en la gestión de los recursos hídricos, se organizó un taller de divulgación el 16 de octubre de 2024 en la Universidad Tecnológica Indoamérica, sede Ambato (ver Figura 10). La actividad, con una duración de cinco horas, estuvo dirigida a actores clave en la gestión del agua, incluyendo representantes de municipalidades, comunidades locales, fondos de conservación y la academia.

La metodología del taller combinó exposiciones temáticas, estudios de caso y dinámicas participativas. En la primera fase, se realizó una introducción a los principales desafíos de la gestión hídrica en los Andes. Posteriormente, se presentó el papel del Fondo de Páramos de Tungurahua y Lucha Contra la Pobreza en la conservación del agua y se discutieron aspectos normativos, como los derechos de la naturaleza y la gobernanza del agua en Ecuador.

En la segunda fase, se expuso la evaluación ecológica de la cuenca del río Ambato, destacando problemáticas y posibles estrategias de restauración ecológica y

biorremediación. Se promovió la interacción entre los participantes mediante preguntas orientadoras y discusiones grupales. El taller concluyó con un foro-debate en el que los asistentes intercambiaron perspectivas y propusieron soluciones para mejorar la gestión del agua en la región.

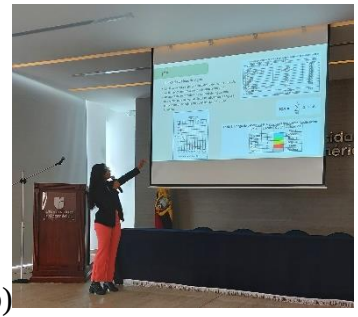
a) b) 

Figura 10. Taller: Retos y soluciones para la gobernanza del agua en Tungurahua.

Nota. Las imágenes muestran: (a) actores clave en la gestión del agua y (b) ponencia sobre la evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Ambato.

CAPÍTULO III: RESULTADOS

3.1 Caracterización Hidromorfológica.

Las características hidromorfológicas mostraron diferencias entre los ríos de cabecera y aquellos ubicados a menor altitud (los datos se encuentran en el Anexo 3). Como era de esperarse el ancho (AnchM) y la profundidad (PrA) fueron mayores en las localidades de menor altitud. En contraste, las áreas de mayor altitud presentaron temperaturas más bajas (T), menor profundidad (PrB) y una mayor presencia de rápido, condiciones ecológicas típicas de un río de cabecera. El PCA (ver Figura 11) agrupó los parámetros hidroquímicos de conductividad (Cd) y oxígeno disuelto (Ox) en sitios con alta velocidad (VcA), mayor profundidad (PrA) y mayor anchura del río. Por otro lado, los valores más altos de potencial de hidrógeno (pH) ocurrió en sitios con velocidad media (VcM) y baja (VcB) y que se encontraban por encima de los 3.700 m s. n. m. (H y N). Según la caracterización del hábitat fluvial, el sustrato estuvo dominado principalmente por rocas (StR, >256 mm) con el 37.19% y guijarros (StGu, 64-256 mm) con el 33.04%, seguidos por gravas (StGr, 2-64 mm) con el 12.28%, sedimentos finos (StF, <2 mm) con el 11.65% y una menor representación (5.84%) de otros sustratos, como grandes rocas y concreto (StGrC). Según el PCA, los sustratos dominantes en las localidades por encima de los 3.200 m s. n. m. son los finos y las gravas. Por otro lado, los sustratos de rocas y guijarros están presentes en todas las localidades, pero tienen mayor influencia en las zonas situadas por debajo de los 3.200 m s. n. m. El 71.43% de las localidades presentó una alta frecuencia de rápidos, el 21.43% una frecuencia mediana y el 7.14% una frecuencia muy baja. Considerando los apartados del Índice de Hábitat Fluvial sobre los regímenes de velocidad en función de la profundidad, ninguna localidad presentó las cuatro categorías establecidas: lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero. El 78.57% de las localidades mostró dos de estas categorías, el 21.43% presentó tres y solo el 7.14%

exhibió una única categoría. En relación con la exposición a la luz, expresada como el porcentaje de sombra en el cauce (Sm), el 57.14% de las localidades estuvo expuesto, el 28.57% presentó grandes claros y el 14.28% correspondió a la categoría de sombreado con ventanas. Los principales elementos de heterogeneidad en todas las localidades fueron la presencia de hojarasca, seguida de troncos y ramas. En cuanto a la cobertura de vegetación acuática, las algas filamentosas flotantes (cobertura de 0-30%) fueron las más predominantes, seguidas por el perifiton (cobertura de 10%-50%) y en menor presencia los musgos y líquenes en las rocas (cobertura de 0% y 30%). En general, el valor global del IHF indicó que el 85.71% de las localidades tienen diversidad media del hábitat (>50 puntos), mientras que un único sitio mostró una diversidad alta (I: 71) y otro una diversidad baja (L: 44) (ver Tabla 5 y Figura 11).

Tabla 5. Índices de calidad del ecosistema fluvial: IHF y QBR.

Sitio	Elevación (m s. n. m.)	IHF	Diversidad de hábitats	QBR	Calidad de bosque de ribera
F	4.070	61.0	Media	62.0	Intermedia
H	3.950	57.0	Media	100.0	Muy buena
C	3.923	52.5	Media	79.0	Buena
A	3.894	65.0	Media	64.0	Intermedia
E	3.823	55.0	Media	46.0	Mala
N	3.742	49.0	Baja	87.5	Buena
G	3.678	70.5	Media	39.0	Mala
J	3.277	58.0	Media	78.0	Buena
I	3.053	71.0	Alta	58.0	Intermedia
M	2.983	57.0	Media	78.0	Buena
D	2.967	62.0	Media	81.0	Buena
B	2.812	53.5	Media	64.0	Intermedia
K	2.637	69.5	Media	60.5	Intermedia
L	2.269	61.5	Media	72.5	Intermedia

Nota. Los sitios de estudio se encuentran alineados de forma descendente en altitud, desde el sitio con mayor altitud (F:4.070 m s. n. m.) hasta el sitio mas bajo (L:2.269 m s. n. m.) en la cuenca de estudio. Se muestran los indices: Índice de Hábitat Fluvial e Índice de Calidad de Bosque de Ribera.

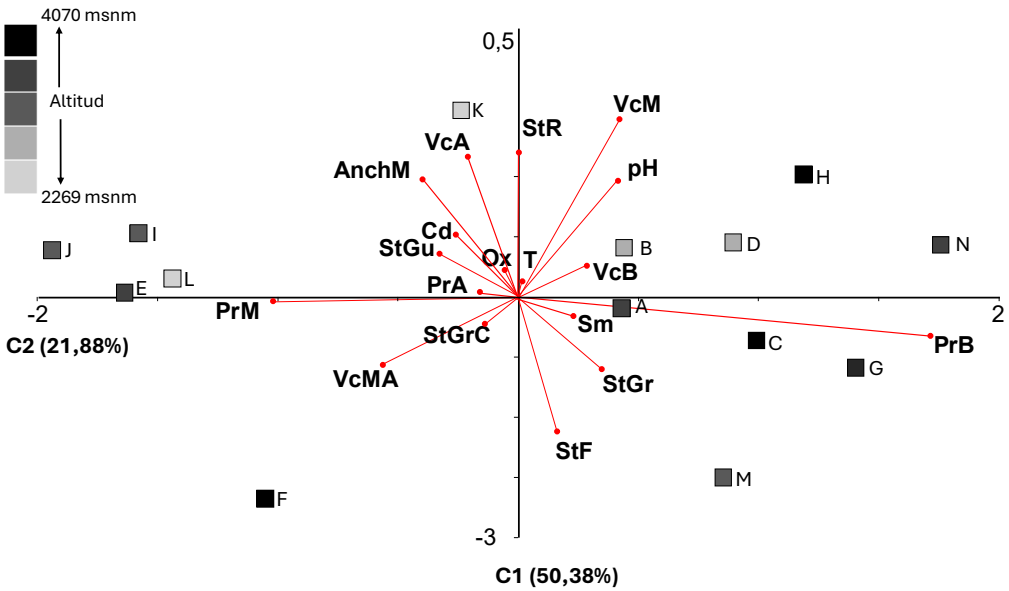


Figura 11. Características del hábitat fluvial.

Nota. Biplot de PCA que explica el 72.26% de la variabilidad en los vectores característicos de los hábitats de estudio. La altitud de los sitios se representa con una escala de grises. La longitud de los vectores indica su contribución en el biplot, donde los vectores más largos representan una mayor influencia en la variabilidad explicada. Los vectores corresponden a dos grupos de variables: los parámetros hidroquímicos, que incluyen el potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (Ox), temperatura (T) y conductividad eléctrica (Cd); y las características estructurales del hábitat, que abarcan el tipo de sustrato (St) con sus variaciones—roca (R), guijarro (Gu), grava (Gr) y grandes rocas/concreto (GrC)—, la cobertura del dosel (Sm), la velocidad del agua (Vc) y la profundidad (Pr), ambas categorizadas según su intensidad en muy alta (MA), alta (A), media (M) y baja (B).

Con respecto a la calidad del bosque de ribera, en los sitios ubicados por encima de los 3.200 m s. n. m., el 57.14% de las localidades presentó una cubierta vegetal ribereña superior al 80%. Esta cobertura estuvo compuesta principalmente por arbustos y pajonales altos característicos del páramo, mientras que en el resto de las localidades predominaban alfombras de pastos bajos y almohadillas. En cuanto a la composición de la ribera, el 57.14% de las localidades estuvo poblado por especies autóctonas, mientras

que el 28.57% presentó especies exóticas con una cobertura inferior al 10%. Por último, la naturalidad del canal fluvial permaneció sin alteraciones en el 28.57% de las localidades muestreadas, mientras que en el resto se evidenció algún grado de modificación. En las zonas de menor altitud (por debajo de 3.200 m s. n. m.), solo el 14.28% de las localidades presentó un alto porcentaje de cobertura arbórea. En el resto, la cobertura vegetal en la ribera fue inferior al 80% y estuvo compuesta principalmente por árboles, arbustos y vegetación de bosque secundario. En cuanto a la composición de la ribera, todas las localidades presentaron una alta presencia de especies introducidas. Además, la naturalidad del caudal fluvial estaba alterada en todas las localidades debido a diversas modificaciones, como carreteras, bocatomas, construcciones en las orillas y canalizaciones. En general, el Índice de Calidad del Bosque de Ribera mostró que solo un sitio presentaba una calidad muy buena (H:100), el 35.71% de las localidades tenía una calidad buena, el 42.86% una calidad intermedia y el 14.28% una calidad baja (ver Tabla 5).

3.2 Calidad del Agua.

Cuatro de los once parámetros analizados en la cuenca del río Ambato, superan los valores Límites Máximos Permisibles establecidos para la calidad del agua destinada a la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y estuarinas (Ministerio del Ambiente, 2015), en al menos uno de los sitios de muestreo (ver Tabla 6). El parámetro de oxígeno disuelto en el agua (LMP: >80%) presentó un valor de 74.6% en el sitio C (3.923 m s. n. m.), valor por debajo del límite establecido. En cuanto al parámetro de nitratos (LMP: 13 mg NO_3^-/L), el 57.14% de las localidades registraron valores que casi duplican el límite permisible, el 37.5% corresponden a ecosistemas de páramo (>3.200 m s. n. m.), con las siguientes concentraciones: N: 29.22 mg/L, E: 14.61 mg/L y H: 15.76 mg/L. El 62.5% restante pertenece a sitios ubicados en arbustales

siempreverde montano (<3.200 m s. n. m.), donde se registraron los siguientes valores: M: 29.36 mg/L, D: 13.11 mg/L, B: 34.54 mg/L, K: 15.63 mg/L y L: 28.91 mg/L. Respecto al parámetro DBO_5 (LMP: 20 mg O_2/L), el único sitio que superó el valor permisible fue K (2.637 m s. n. m.), donde se registró un valor de 27 mg O_2/L. Finalmente, el parámetro de nitritos (LMP: 0.2 mg NO_2^-/L) fue superado en dos sitios de estudio: en el sitio B (2.812 m s. n. m.) se registró una concentración de 1.28 mg NO_2^-/L, mientras que en el sitio L (2.269 m s. n. m.) fue de 1.10 mg NO_2^-/L.

Tabla 6. Parámetros de calidad del agua que exceden los valores de Límites Máximos Permisibles (LMP) para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces.

	Parámetros excedidos	Oxígeno Disuelto (%)	Nitratos (mg NO_3^-/L)	DBO5 (mg O_2/L)	Nitritos (mg NO_2^-/L)
	LMP	≥ 80%	13	20	0.2
Sitio de muestreo (m s. n. m.)	F (4.070)	85.35	6.77	1	0.002
	H (3.950)	85	15.76*	0	0.002
	C (3.923)	74.6*	12.97	1	0.004
	A (3.894)	87	10.32	0	0.0007
	E (3.823)	86.3	14.61*	13	0.007
	N (3.742)	88.1	29.22**	0	0.0003
	G (3.678)	81.05	8.86	5	0.005
	J (3.277)	87.4	9.12	1	0.004
	I (3.053)	89	7.79	4	0.005
	M (2.983)	80.08	29.36**	2.2	0.006
	D (2.967)	91.45	13.11*	2.8	0.008
	B (2.812)	84	34.54**	6.2	1.282**
	K (2.637)	86.3	15.63*	27*	0.01
	L (2.269)	88.55	28.91**	13.2	1.103**

Nota. LMP para la calidad del agua destinada a la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y estuarinas. Los sitios de muestreo están organizados en orden descendente, comenzando por el de mayor altitud (F:4.070 m s. n. m.) y finalizando con el de menor altitud (L:2.269 m s. n. m.) en la cuenca del río Ambato. Se presentan únicamente los parámetros que exceden su respectivo LMP. Los asteriscos indican los valores que superan el LMP, mientras que el doble asterisco señala aquellos valores que duplican el LMP.

Los parámetros fosfatos (PO_4^{3-}) y coliformes fecales (CF, *Escherichia coli*), aunque no fueron comparados con los Límites Máximos Permisibles (LMP), tuvieron mayor representación en zonas por debajo de los 3.700 m s. n. m. (ver Figura 14). En el caso de los fosfatos, los sitios B (2.812 m s. n. m.) y L (2.269 m s. n. m.) registraron valores que excedieron el límite de detección del espectrofotómetro (2.5 mg PO_4^{3-}/L), por lo que los valores específicos no pudieron ser cuantificados. Respecto a los coliformes fecales, el 78.57% de las localidades mostraron contaminación por presencia de *Escherichia coli*. (ver Figura 13). De estas, el 36.37% correspondían a ecosistemas de páramo ubicados por encima de los 3.200 m s. n. m., mientras que el resto (63.63%) pertenecía al ecosistema arbustal siempreverde montano (ver Figuras 12 y 13).

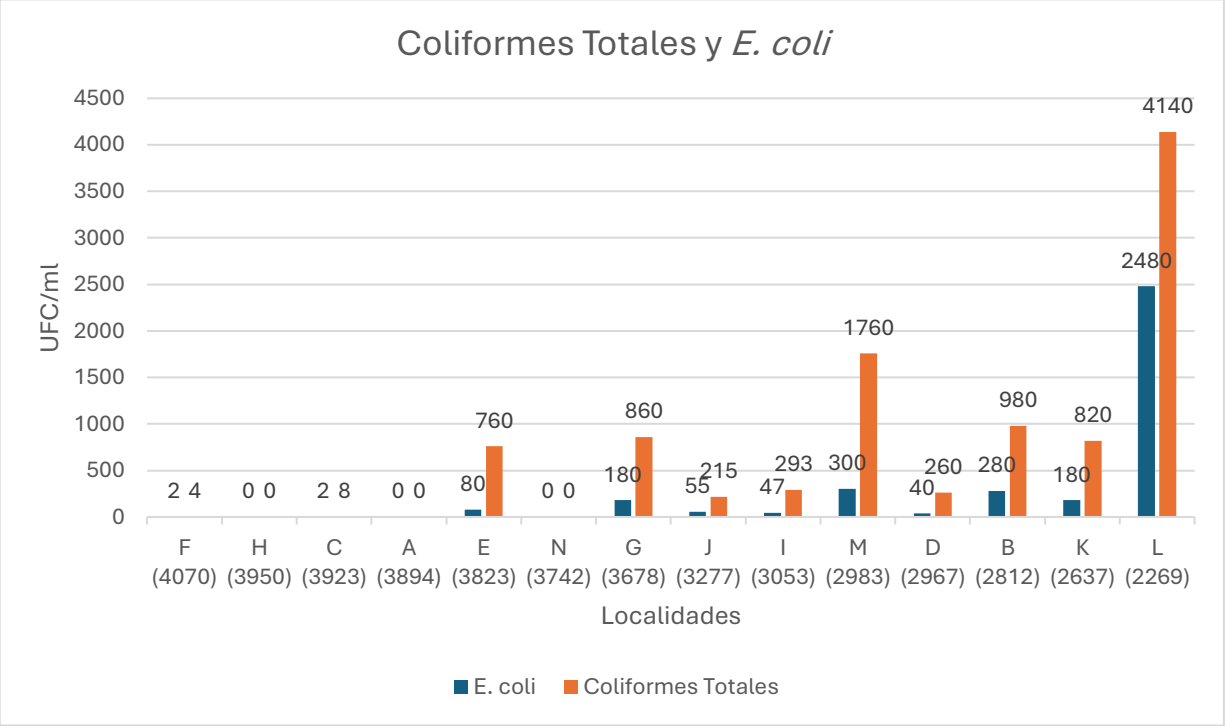


Figura 12. Coliformes totales y *Escherichia coli*.

Nota. En la gráfica se presentan los valores de coliformes totales (en color anaranjado) y *Escherichia coli* (en color azul) en UFC (Unidades Formadoras de Colonias). Las localidades están ordenadas de forma descendente, desde el sitio de mayor altitud (F: 4.700 m s. n. m.) hasta el de menor altitud (L: 2.269 m s. n. m.) dentro de la cuenca.

En cuanto a la calidad del agua, los índices reflejan una degradación progresiva a medida que disminuye la altitud dentro de la cuenca de estudio (ver Tabla 7 y Figura 13). El PCA (ver Figura 13) agrupó a la derecha los sitios ubicados por encima de los 3.200 m s. n. m., con excepción del sitio C, junto a los valores más altos de los índices de calidad del agua: AAMBI, ICA y EPT%, y de calidad del ecosistema: IHF y QBR; también se observa una fuerte presencia del oxígeno disuelto (Ox). A la izquierda se agrupan los sitios por debajo de los 3.200 m s. n. m., junto con el sitio C, que presentan valores más altos de los parámetros indicadores de posible contaminación: fosfatos (PO_4^{3-}), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), DBO y *E. coli* (CF), así como de los parámetros hidroquímicos de conductividad (Cd), temperatura (T) y turbidez (NTU). El parámetro de amoniaco (NH_3) se contempla como un vector que no tiene una fuerte influencia en el análisis, sin embargo, se encuentra en dirección de los sitios de mayor altitud en la cuenca. En general, según el ICA, el 28.57 % de los sitios presentan calidad de agua buena, el 64.28 % muestran calidad de agua regular y el 7.14 % tienen calidad de agua mala. De acuerdo con el AAMBI, el 50 % de los sitios muestran calidad de agua muy buena, el 28.57 % presentan calidad de agua buena, el 7.14 % presentan calidad de agua regular y el 14.28 % tienen calidad de agua mala. Por su parte, según el EPT%, el 28.57 % de los sitios presentan calidad de agua buena, el 21.43 % muestran calidad de agua regular y el 50 % tienen calidad de agua mala. En particular, los índices muestran una fuerte relación con la disminución de la calidad del agua en los sitios de menor altitud. Esto se refleja en los valores registrados en los sitios más bajos, como B (ICA: 51.73, AAMBI: 16, EPT%: 0) y L (ICA: 47.12, AAMBI: 26, EPT%: 0.4). En contraste, los sitios ubicados por encima de los 3.500 m s. n. m. presentan una calidad del agua clasificada entre muy buena, buena y regular, mientras que en las zonas intermedias la calidad varía entre buena y regular.

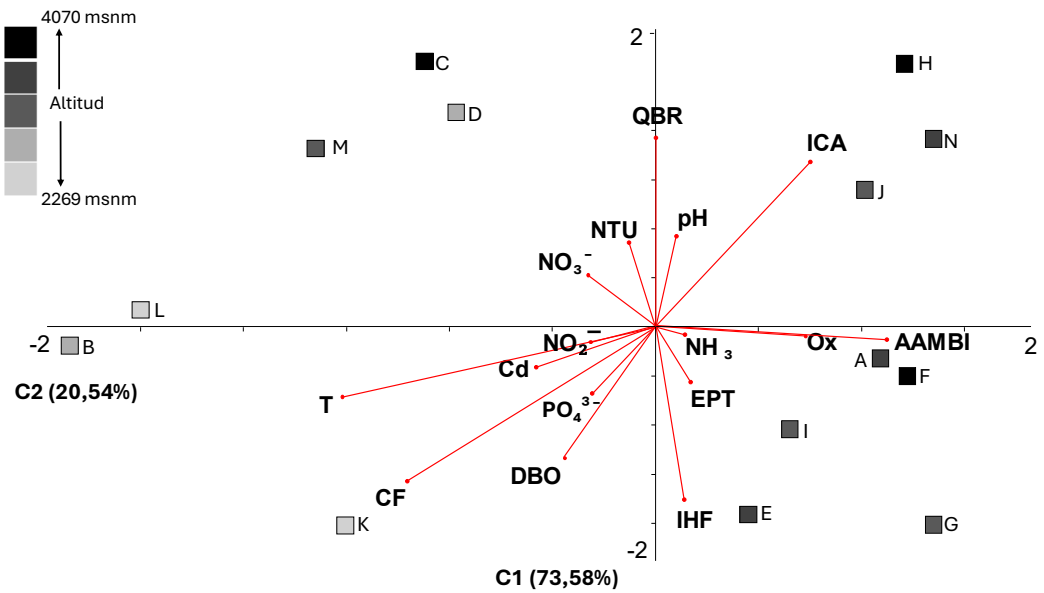


Figura 13. Caracterización de la calidad del agua.

Nota. Biplot de PCA que explica el 94.12% de la variabilidad en los vectores. La altitud de los sitios se representa con una escala de grises. La longitud de los vectores indica su contribución en el biplot, donde los vectores más largos tienen una mayor influencia en la variabilidad explicada. Los vectores corresponden a tres grupos de variables: parámetros hidroquímicos, entre los que se encuentran el potencial de hidrógeno (pH), el oxígeno disuelto (Ox), la temperatura (T) y la conductividad eléctrica (Cd); indicadores de contaminación en el agua, como el Amoniaco (NH_3), fosfatos (PO_4^{3-}), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), DBO_5 (DBO), turbidez (NTU) y coliformes fecales (CF); y los índices de calidad ambiental, que incluyen el IHF, el QBR, el ICA, el AAMBI y el ETP%.

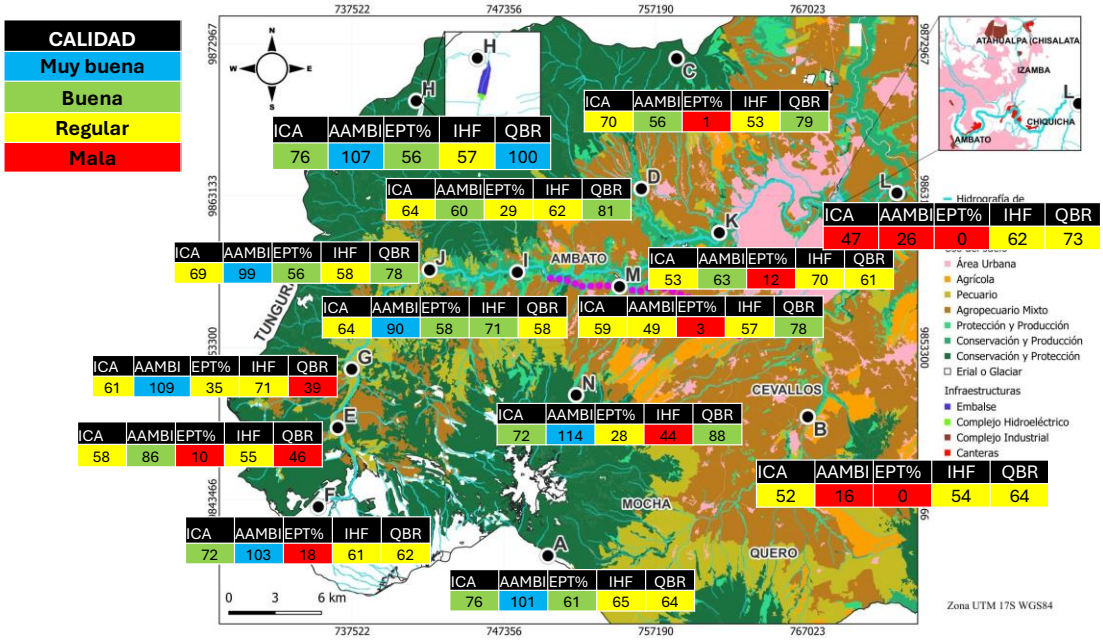
Tabla 7. Índices de calidad de Agua: ICA, AAMBI y %EPT.

Sitio (m s. n. m.)	ICA	Calidad	AAMBI	Calidad	EPT%	Calidad
F (4.070)	72.14	Buena	103	Muy buena	18.2	Mala
H (3.950)	75.97	Buena	107	Muy buena	56.1	Buena
C (3.923)	69.78	Regular	56	Buena	1.3	Mala
A (3.894)	76.19	Buena	101	Muy buena	61.0	Buena
E (3.823)	58.26	Regular	86	Buena	9.7	Mala
N (3.742)	71.82	Buena	114	Muy buena	27.9	Regular
G (3.678)	61.13	Regular	109	Muy buena	35.4	Regular
J (3.277)	69.34	Regular	99	Muy buena	56.5	Buena
I (3.053)	63.86	Regular	90	Muy buena	57.7	Buena
M (2.983)	58.59	Regular	49	Regular	3.0	Mala
D (2.967)	64.16	Regular	60	Buena	29.0	Regular
B (2.812)	51.73	Regular	16	Mala	0.0	Mala
K (2.637)	52.86	Regular	63	Buena	12.4	Mala
L (2.269)	47.12	Mala	26	Mala	0.4	Mala

Nota. Se presentan los valores de los índices de calidad del agua: ICA, basado en parámetros hidroquímicos, y AAMBI y EPT%, calculados a partir de datos de presencia-ausencia y abundancia de familias de macroinvertebrados. Los datos están organizados en orden descendente según la altitud, desde el sitio F (4.070 m s. n. m.), el más alto, hasta el sitio L (2.269 m s. n. m.), el de menor altitud.

En general, los índices aplicados en el estudio muestran valores más bajos a medida que descienden a zonas de menor altitud dentro de la cuenca, donde los usos del suelo cambian de protección, conservación y producción a estar dominados por actividades antrópicas. La Figura 14 presenta las categorías de calidad según el índice utilizado y evidencia los cambios de los valores de calidad influenciados por los cambios del uso y cobertura del suelo. Los sitios localizados en ecosistemas de páramo, por encima de los 3.200 m s. n. m., que se encuentran bajo condiciones de protección y conservación, así como en áreas de protección y producción, a excepción del sitio C, presentan valores de los índices de calidad ambiental clasificados en las categorías 'Muy buena', 'Buena' y 'Regular'. En cambio, las localidades situadas a elevaciones inferiores a los 3.200 m s. n.

m., adicional el sitio C, donde predomina el uso del suelo agrícola, pecuario, el mosaico agropecuario y áreas urbanas, se encuentran dentro de las categorías 'Buena', 'Regular' y 'Mala'.



	ICA	AAMBI	EPT%	IHF	QBR
H	76	107	56	57	100
C	70	56	1	53	79
D	64	60	29	62	81
L	47	26	0	62	73
J	69	99	56	58	78
M	53	63	12	70	61
I	64	90	58	71	58
K	59	49	3	57	78
G	61	109	35	71	39
N	72	114	28	44	88
E	58	86	10	55	46
B	52	16	0	54	64
F	72	103	18	61	62
A	76	101	61	65	64

Figura 14. Mapa de los Índices de Calidad Integrados.

Nota. Los índices se superpusieron al mapa de cobertura del suelo de la cuenca del río Ambato. Los valores categóricos de calidad fueron estandarizados para su representación en el gráfico.

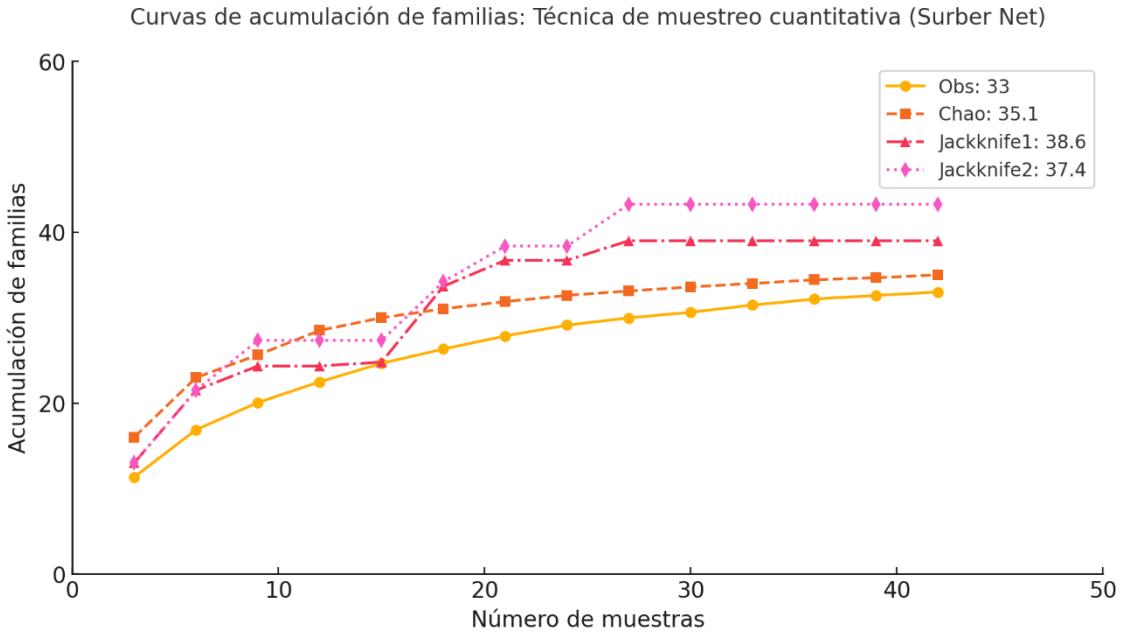
3.3 Caracterización de las Comunidades de Macroinvertebrados.

En la cuenca del río Ambato se registraron un total de 5.941 individuos, distribuidos en 16 órdenes y 39 familias. Las familias más abundantes fueron Chironomidae (2.727 individuos), Baetidae (1.010 individuos) y Oligochaeta (925 individuos). Las familias Veliidae, Mesoveliidae, Staphylinidae y Crambidae fueron consideradas raras dentro de la comunidad, ya que se encontraron únicamente en una localidad (ver Anexo 4).

La riqueza de familias registradas en la cuenca refleja una representación significativa de la comunidad de macroinvertebrados. Las técnicas de muestreo utilizadas indican que

se ha capturado la mayor parte de la biodiversidad esperada y que el esfuerzo ha sido suficiente en el caso de las densidades estimadas con la técnica cuantitativa (ver Figura 15a). Los valores de riqueza observados fueron 33, mientras que los estimadores arrojaron valores cercanos: Chao (35.1), Jackknife1 (38.6) y Jackknife2 (37.4), lo que sugiere una adecuada representatividad del muestreo. Sin embargo, la técnica cualitativa mostró una mayor discrepancia entre la riqueza observada (35 familias) y la riqueza estimada mediante Chao (46.6), Jackknife1 (44.3) y Jackknife2 (49.7), sugiriendo que aún podrían quedar familias por registrar (ver Figura 15b).

a)



b)

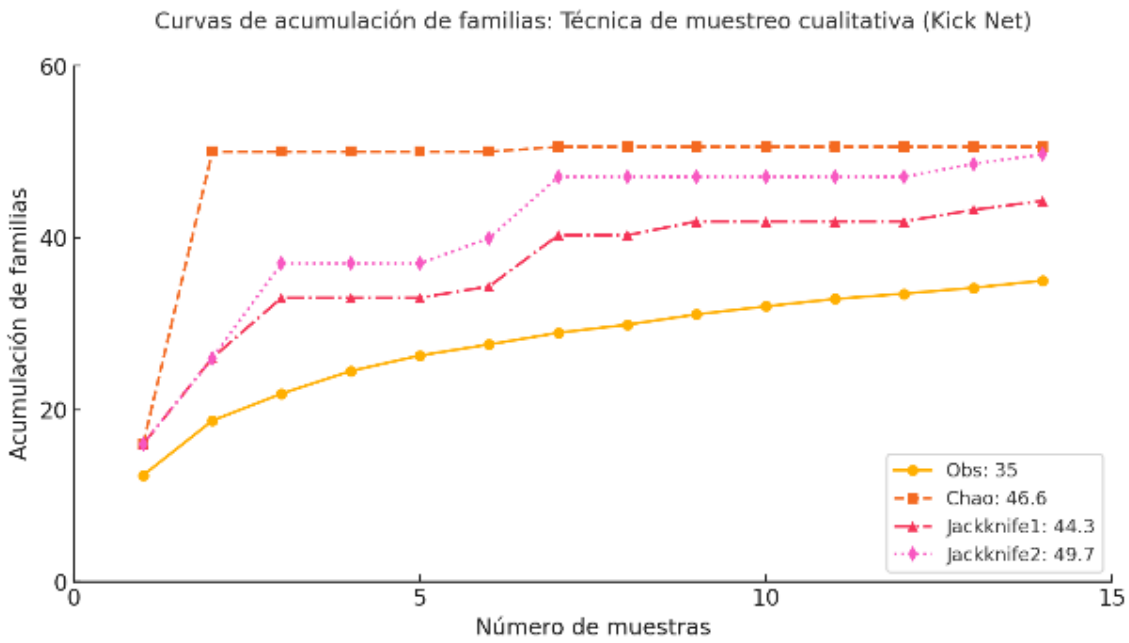


Figura 15. Representatividad del esfuerzo de muestreo.

Nota. Curvas de acumulación de la riqueza de especies: (a) rarefacción basada en los datos obtenidos mediante el método de muestreo cuantitativo y (b) rarefacción basada en los datos obtenidos mediante el método de muestreo cualitativo. Se muestra la acumulación de especies observadas (Obs) en comparación con la riqueza estimada mediante tres estimadores: Chao1, Jackknife1 y Jackknife2. El eje de las ordenadas representa el número de muestras recolectadas, y el eje de las abscisas, el número acumulado de familias.

En la cuenca del río Ambato, la distribución de la diversidad de familias muestra una marcada diferencia en relación con la altitud. El 21.43% de las localidades (<3.000 m s. n. m.) presentaron una fuerte dominancia de pocas familias y una baja diversidad. El 64.28% restante de las localidades (>3.000 m s. n. m.), mostraron una diversidad de familias intermedia con baja dominancia. Dos sitios presentaron una relación equilibrada entre dominancia y diversidad: D (2.967 m s. n. m.), con una dominancia de 0.47 y una diversidad de 0.98, y M (2.983 m s. n. m.), con una dominancia de 0.51 y una diversidad de 1. En general, se observa una tendencia en la que, a medida que disminuye la altitud

de los sitios, los valores de diversidad tienden a reducirse, mientras que los valores de dominancia aumentan (ver Figura 16).

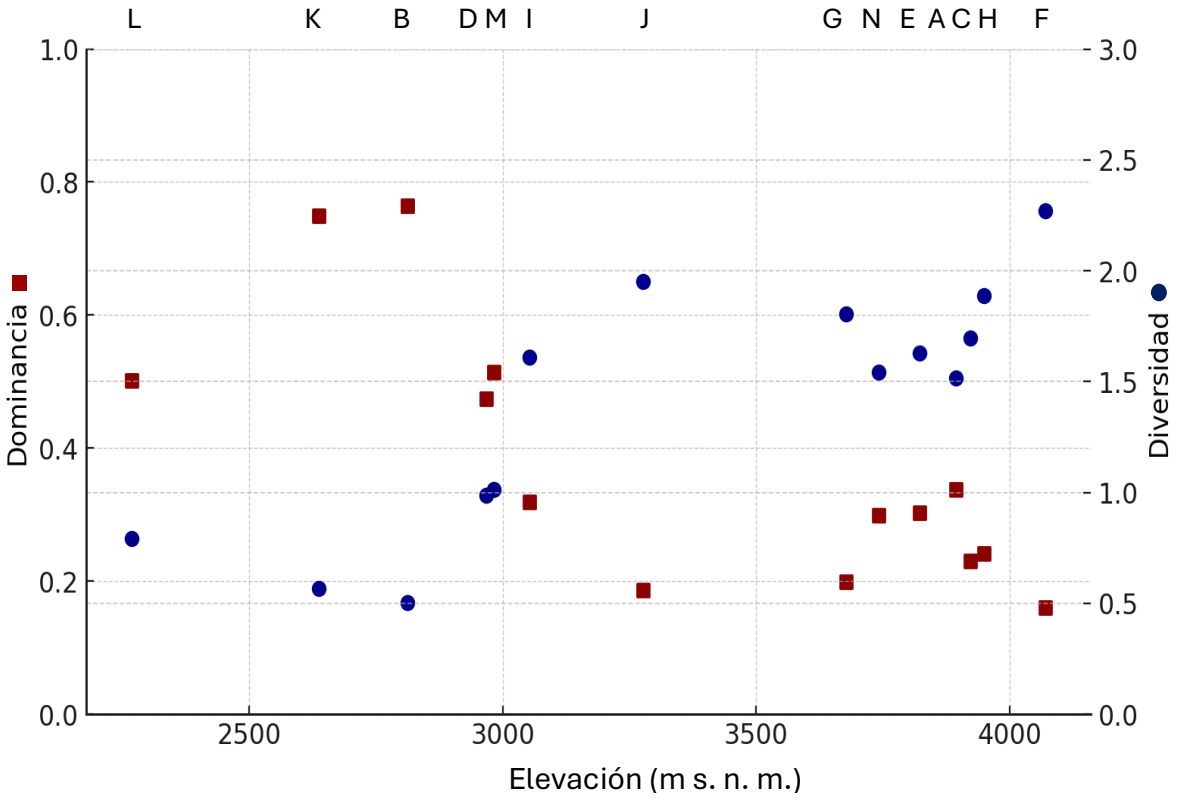


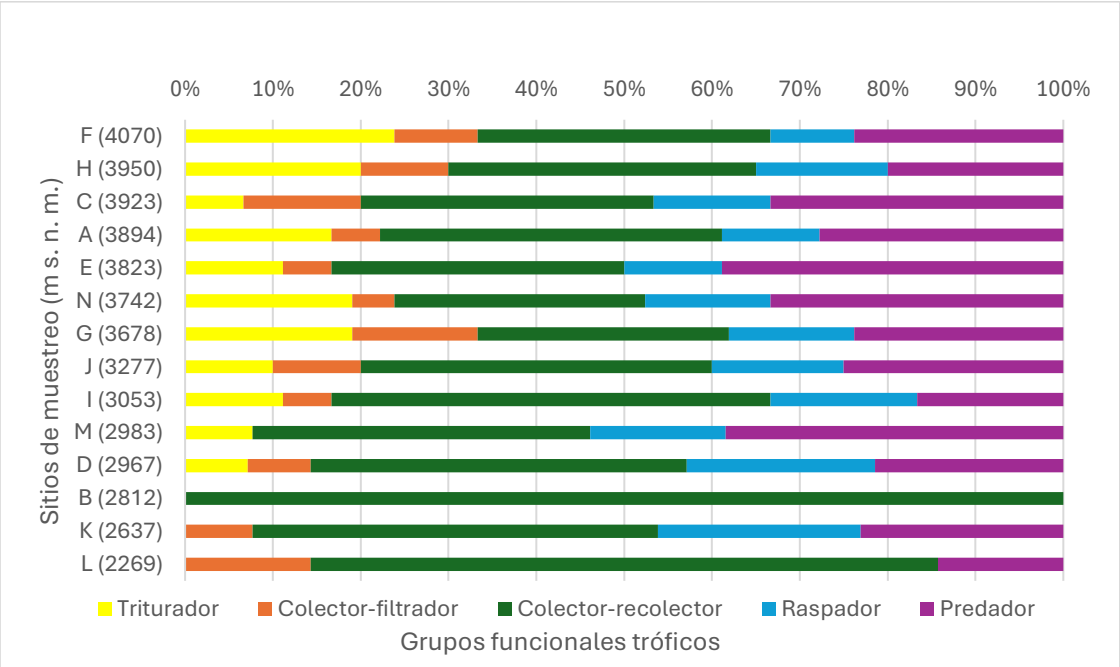
Figura 16. Diversidad y dominancia de familias de macroinvertebrados.

Nota. Índice de diversidad de Shannon (círculo azul), con los rangos de puntuación ubicados en las abscisas del lado derecho, y dominancia (cuadrado rojo), con los rangos de puntuación ubicados en las abscisas del lado izquierdo. En el eje de las ordenadas se encuentran las elevaciones (m s. n. m.) de las localidades, y a lo largo de este eje, en paralelo, se encuentran los códigos de las localidades.

En cuanto a la estructura de las comunidades, del total de familias registradas en la cuenca del río Ambato, cinco corresponden a trituradores, cuatro a colectores-filtradores, diez a colectores-recolectores, siete a raspadores y doce a predadores (ver Figura 17a). Con respeto a la abundancia, los colectores-raspadores son el grupo más representativo, con el 78.25% de la población total, seguidos por los raspadores con el 6.69%, los colectores-filtradores con el 6.51%, los predadores con el 4.95%, y finalmente, los

trituradores, que representan el 3.79% de la población. En general, la presencia y abundancia de los grupos funcionales disminuyen conforme se desciende en la cuenca hidrográfica. En las localidades ubicadas por encima de los 3.200 m s. n. m., las comunidades son más homogéneas y muestran una representación significativa de los cinco grupos funcionales. No obstante, a medida que la altitud disminuye, se percibe una creciente predominancia del grupo colector-recolector, mientras que la representatividad de los trituradores y colectores-filtradores disminuye notablemente. En los sitios ubicados por debajo de los 3.000 m s. n. m., el grupo colector-recolector llega a dominar por completo sobre los demás grupos (ver Figura 17b). La abundancia de los GFT es considerablemente más robusta en comparación con la presencia y ausencia de estos grupos en las localidades, ya que esta última refleja a los GFT formados por un número muy reducido de individuos.

a)



b)

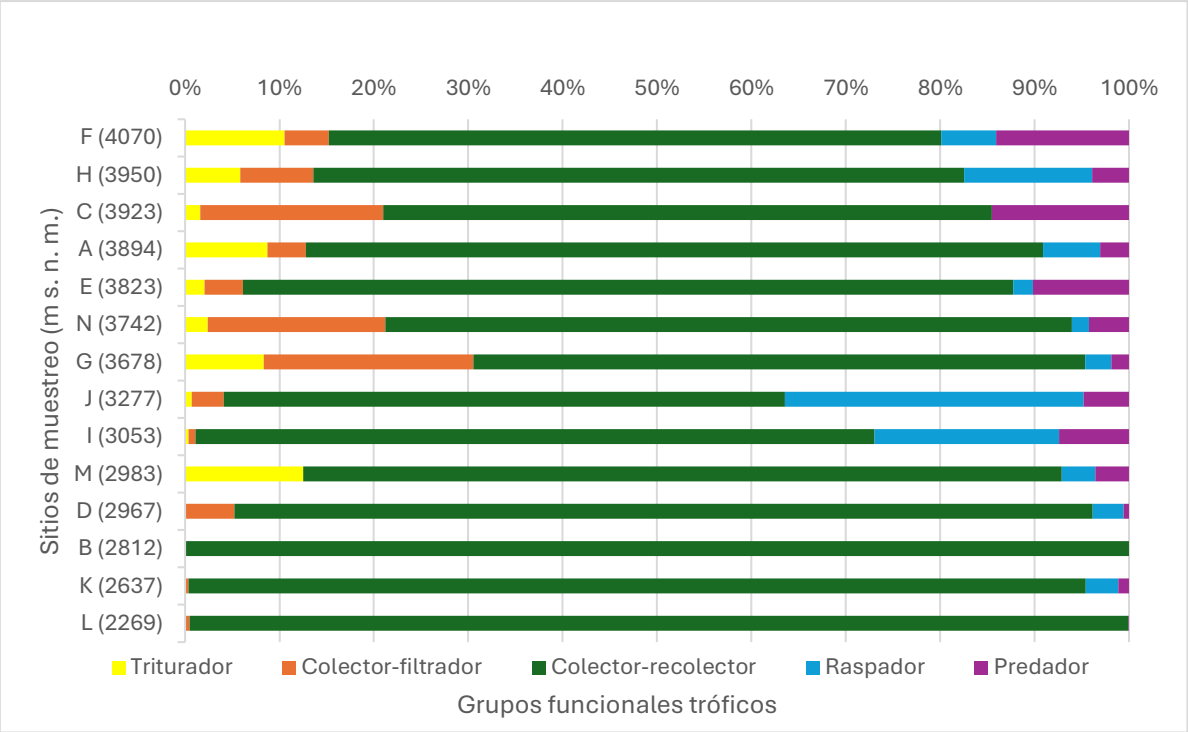


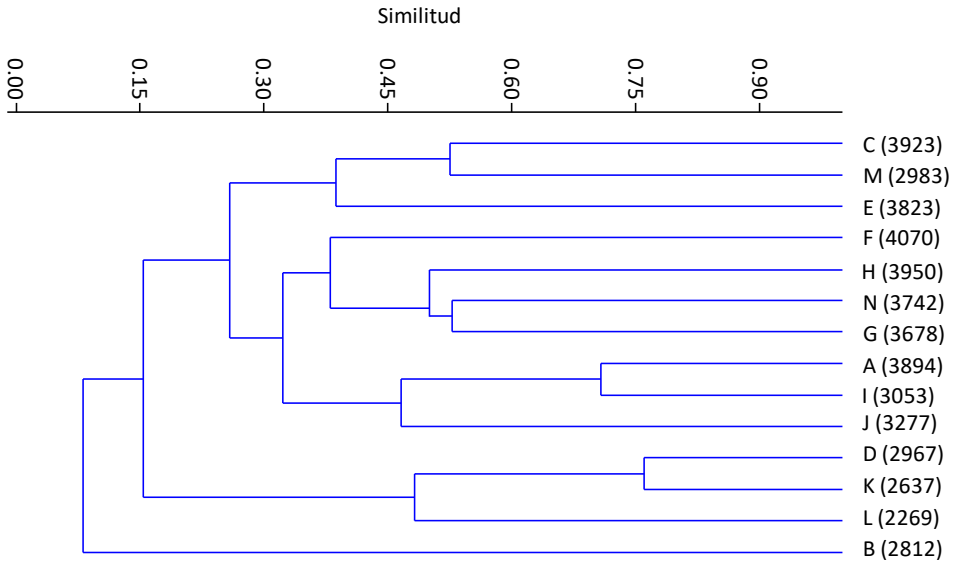
Figura 17. Grupos Funcionales Tróficos: Triturador, Colector-Filtrador, Colector-Recolector, Raspador y Predador.

Nota. Los datos están organizados en función de la elevación de cada sitio, en orden descendente, mientras que los grupos funcionales se organizan según su jerarquía trófica. Los diagramas de barras muestran la (a) presencia y (b) abundancia de los grupos funcionales tróficos en cada sitio.

La composición de las comunidades de macroinvertebrados varía a nivel altitudinal. Los datos de abundancia obtenidos mediante la técnica cuantitativa revelan una clara diferenciación altitudinal en la estructura de las comunidades. En particular, las localidades ubicadas por debajo de los 3.000 m s. n. m. presentan una alta similitud (ver Figura 18a). Según el índice de Bray-Curtis, los sitios D (2.967 m s. n. m.) y K (2.637 m s. n. m.) tienen una similitud del 75% (0.75) y, a su vez, se agrupan con el punto L (2.269 m s. n. m.) con una similitud del 50% (0.50). Por encima de los 3.000 m s. n. m., se observa un grupo con un 25% (0.25) de similitud, especialmente en los ecosistemas de páramo ubicados por encima de los 3.500 m s. n. m., donde la similitud aumenta al 30%

(0.30). El patrón es consistente con los datos de presencia-ausencia obtenidos mediante la técnica cualitativa, donde las similitudes de Jaccard destacan la relación entre los sitios ubicados en ecosistema bosque siempreverde montano, sitios ubicados entre 3.200 y 2.500 m s. n. m (ver Figura 18b). Específicamente, los puntos J (3.277 m s. n. m.) e I (3.053 m s. n. m.) tienen una similitud del 100% (1.00) y, en conjunto, se agrupan con K (2,637 m) con una similitud del 80% (0.80). Se identifica además un grupo aislado en elevaciones bajas, conformado por los puntos B (2.812 m s. n. m.) y L (2.269 m s. n. m.), con una similitud del 50% (0.50) y un grupo aislado en zonas altas de páramo, formado por los sitios E (3.823 m s. n. m.) y F (4.070 m s. n. m.) con una similitud del 50% (0.50).

a)



b)

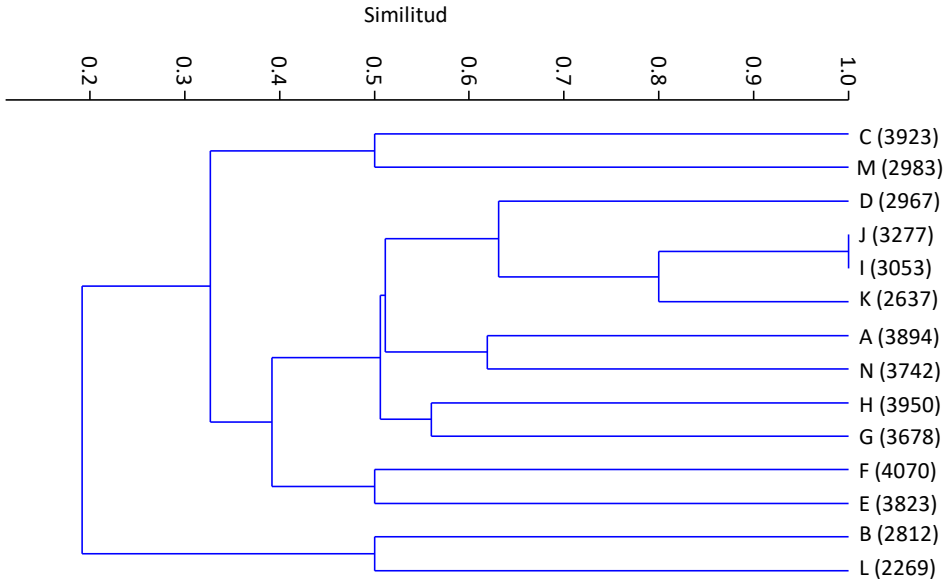


Figura 18. Similitud de las comunidades de macroinvertebrados entre los sitios de muestreo.

Nota. Se presentan dos diagramas de clúster de similitud basado en (a) abundancias relativas y (b) presencia/ausencia de familias de macroinvertebrados.

La distribución de las comunidades de macroinvertebrados representadas en el CCA (ver Figura 19), abundancias relativas en función de las características naturales del río, muestra un marcado sesgo en el cuadrante 1 del gráfico, donde ciertos grupos de macroinvertebrados se agrupan en ríos de poca profundidad (PrB), característicos de zonas altas, con sustratos que varían entre finos (StF) y gravas (StGr), ubicados por encima de los 3.500 m s. n. m. (G, F, E, H). En estos sitios se presenta una comunidad altamente diversa que integra familias como Anomalopsychidae (Anom), Crambidae (Cram), Leptoceridae (Lept), Hirudinea (Hru) y Staphylinidae (Stap). En el lado izquierdo del gráfico, cuadrante 2, en sitios donde predominan la sombra (Sm), una mayor concentración de oxígeno disuelto (Ox), mayor velocidad del agua (VcA y VcMA), con sustratos dominados por rocas (StGrC y StR), ubicados por encima de los 2.500 m s. n. m. (N, A, H, C, M, D, K, J, I) se observa un sesgo hacia una comunidad

diversa que incluye familias como Baetidae (Baet), Ceratopogonidae (Cera), Blephariceridae (Blep), Hydroptilidae (Hydrpt) e Hydrobiosidae (Hydrob). Asimismo, existe una fuerte relación entre la conductividad (Cd), la velocidad media (VcM), el potencial de hidrógeno (pH) y la anchura del río (AnchM) con menor velocidad de corriente (VcB) y mayor profundidad (PrA), lo que favorece la presencia de organismos con hábitos colectores, como Chironomidae (Chir), Tipulidae (Tipu) y Dolichopodidae (Doli). Además, la profundidad media (PrM) del río parece estar asociada a las zonas bajas de la cuenca (L y B), donde se registra una mayor presencia de Oligochaeta (Olig), Psychodidae (Psyc) y Muscidae (Musc), organismos colectores-recolectores característicos de ambientes con acumulación de materia orgánica.

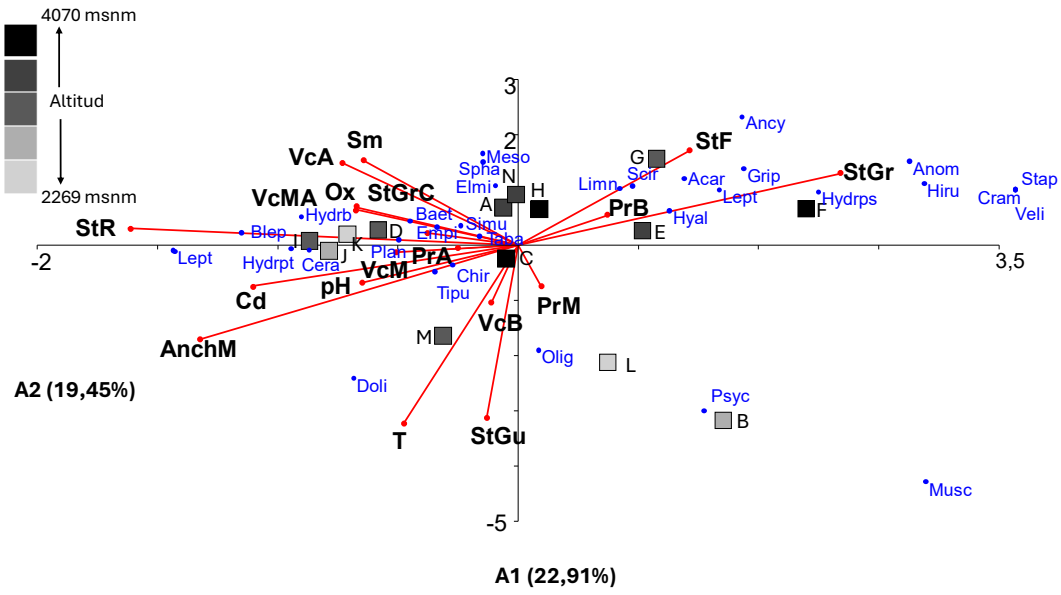


Figura 19. Distribución de las comunidades de macroinvertebrados según las características del ecosistema.

Nota. Biplot de CCA que explica el 42.36% de la variabilidad en los vectores. La altitud de los sitios se representa con una escala de grises. La longitud de los vectores indica su contribución en el análisis, donde los vectores más largos tienen una mayor

influencia en la variabilidad explicada. Los vectores corresponde a tres grupos de variables: los parámetros hidroquímicos, que incluyen el potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (Ox), temperatura (T) y conductividad eléctrica (Cd); características estructurales del hábitat, que abarcan el tipo de sustrato (St) con sus variaciones—roca (R), guijarro (Gu), grava (Gr) y grandes rocas/concreto (GrC)—, la cobertura del dosel (Sm), la velocidad del agua (Vc) y la profundidad (Pr), ambas categorizadas según su intensidad en muy alta (MA), alta (A), media (M) y baja (B), y familias de macroinvertebrados en azul (ver Anexo 3 para las abreviaciones).

En cuanto a la distribución de las comunidades de macroinvertebrados en relación con los factores de contaminación (ver Figura 20), los parámetros relacionados con la calidad del agua, como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), fosfatos (PO_4^{3-}), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-) y *E. coli* (CF), tienden a concentrarse en las zonas bajas, donde se observa una mayor presencia de familias como Tabanidae (Taba), Oligochaeta (Olig) y Psychodidae (Psyc), en la parte inferior derecha del gráfico. En estos sitios, los índices de calidad del agua (AAMBI, EPT% e ICA) son generalmente más bajos. En el lado opuesto de la gráfica, agrupados, en su mayoría, en la parte superior izquierda de la gráfica, se encuentran las localidades muestreadas en las zonas por encima de los 2.500 m s. n. m., donde también se agrupan familias más sensibles a la contaminación, como Blephariceridae, Hydrobiosidae, Leptoceridae y Baetidae, localidades donde los índices de calidad del agua suelen ser más altos. Además, estas zonas se caracterizan por una mayor heterogeneidad de hábitats (IHF), un mejor desarrollo del bosque de ribera (QBR) y una mayor concentración de oxígeno disuelto (Ox) en el agua. Finalmente, el análisis agrupa la turbidez (NTU) y la conductividad (Cd) del agua con el índice QBR, favoreciendo la presencia de organismos de comportamiento colectores-recolectores, colectores-filtradores y trituradores.

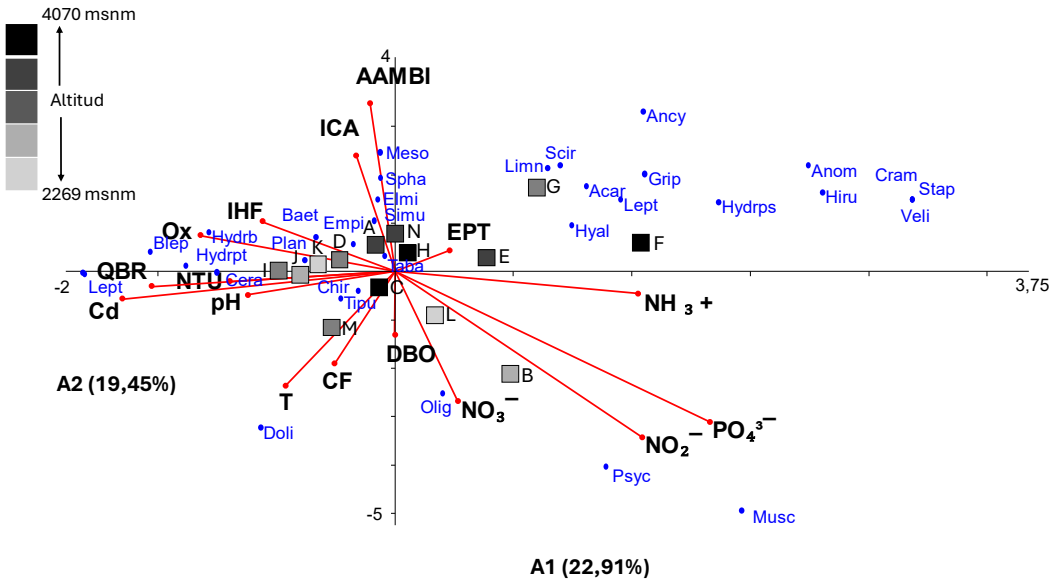


Figura 20. Distribución de las comunidades de macroinvertebrados según la calidad del ecosistema.

Nota. Biplot de CCA que explica el 42.36% de la variabilidad en los vectores. La altitud de los sitios se representa con una escala de grises. La longitud de los vectores indica su contribución en el análisis, donde los vectores más largos tienen una mayor influencia en la variabilidad explicada. Los vectores corresponde a cuatro grupos de variables: parámetros hidroquímicos, entre los que se encuentran el potencial de hidrógeno (pH), el oxígeno disuelto (Ox), la temperatura (T) y la conductividad eléctrica (Cd); indicadores de contaminación en el agua, como el Amoniaco (NH_3), fosfatos (PO_4^{3-}), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), DBO_5 (DBO), turbidez (NTU) y coliformes fecales (CF); índices de calidad ambiental, que incluyen el IHF, el QBR, el ICA, el AAMBI y el ETP%, y familias de macroinvertebrados en azul (ver Anexo 3 para las abreviaciones).

3.4 Divulgación Científica y Fortalecimiento de Capacidades en Gestión Ambiental.

El taller de capacitación en Evaluación Ecológica de Cuerpos de Agua Continentales permitió fortalecer las competencias técnicas del equipo del Fondo de Páramos de Tungurahua y Lucha contra la Pobreza en la aplicación de herramientas de biomonitoreo.

Como resultado, los participantes adquirieron conocimientos sobre la ecología de ríos y cuencas hidrográficas, la gestión de recursos hídricos y la interpretación de índices de calidad ecológica, incluyendo el AAMBI, el porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT%), el Índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBR) y el Índice de Hábitat Fluvial (IHF).

Durante las sesiones prácticas, los participantes lograron efectuar los muestreos de macroinvertebrados utilizando la red Surber para muestreo cuantitativo y la red de patada (Kick net) para muestreo cualitativo, asegurando además el correcto almacenamiento de las muestras recolectadas. Los índices IHF y QBR indicaron la calidad de los sitios evaluados y, en comparación con los valores previamente establecidos, los resultados obtenidos por los participantes fueron muy cercanos a los registrados en este estudio, lo que evidencia su sólida comprensión de los indicadores aprendidos en la fase teórica.

En cuanto a la extracción de macroinvertebrados de las muestras, se implementó un proceso de revisión cruzada en el que cada muestra fue analizada por dos participantes antes de ser intercambiada con otra pareja, aumentando así el esfuerzo y precisión en el reconocimiento de los organismos. Respecto a la identificación de macroinvertebrados, los participantes lograron reconocer con éxito los órdenes, aunque encontraron dificultades en la diferenciación a nivel de familia.

Con respeto a la promoción del diálogo sobre la gobernanza ambiental, el Taller *Retos y Soluciones para la Gobernanza del Agua en Tungurahua* generó un espacio de diálogo e intercambio de conocimientos entre actores clave en la gestión del recurso hídrico, permitiendo identificar problemáticas prioritarias y promover soluciones colaborativas. Uno de los principales logros del taller fue la divulgación de los resultados de la evaluación de la calidad de la cuenca del río Ambato, proporcionando a los participantes

información detallada y actualizada sobre el estado del ecosistema. Esta presentación resultó fundamental, ya que, previo al taller, muchos de los asistentes no contaban con datos específicos sobre los parámetros de calidad del agua, lo que limitaba su capacidad para evaluar la situación ambiental de la cuenca.

Las discusiones del taller evidenciaron varios desafíos en la gestión del agua, entre ellos, la falta de comunicación efectiva entre las organizaciones y las comunidades, lo que dificulta la implementación de estrategias conjuntas de conservación y manejo sostenible del recurso. Otro resultado relevante del taller fue el fortalecimiento del compromiso entre actores comunitarios, municipalidades, academia y otros actores clave para mejorar la gobernanza del agua en la región. En este sentido, las discusiones se centraron en la necesidad de que las comunidades sean escuchadas y en la importancia de una gestión integral de los cuerpos hídricos. Se destacó que las comunidades son las principales cuidadoras del recurso y quienes lo utilizan directamente, por lo que su participación debe ser prioritaria en la toma de decisiones.

CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN

Como resultado de los gradientes ambientales observados en la cuenca del río Ambato, se identificaron dos regiones principales: la región de páramo, caracterizada por la presencia de ecosistemas de páramo herbáceo (<3.000 m s. n. m.), y zonas secas (<3.500 m s. n. m), y la región dominada por ecosistemas de arbustos siempreverdes montano (>3.200 m s. n. m.). La primera región presenta condiciones extremas que limitan la actividad humana al uso del suelo para actividades pecuarias y conservación (MAATE, 2013). La segunda región cuenta con ecosistemas más estables, lo que ha permitido que la acción humana, especialmente la agrícola y ganadera, se manifieste de manera intensa (ver Figura 2) (Villamarín et al., 2014). La transformación del paisaje natural es evidente, la vegetación autóctona ha sido reemplazada en muchos casos por cultivos y especies exóticas, como eucaliptos y pinos; en áreas destinadas a actividades pecuarias, la vegetación original ha sido reemplazada por pastizales (Ministerio de Agricultura y Ganadería, 2022) (ver Figuras 2 y 3), lo que ha deteriorado notablemente la calidad del bosque de ribera. En las localidades situadas en ecosistemas de páramo, los valores del IHF reflejan ciertas limitaciones en los hábitats, debido a la composición naturalmente poco diversa del lecho de los ríos (Villamarín et al., 2014). En contraste, las localidades ubicadas en ecosistemas arbustivos siempreverdes montano presentan valores altos del IHF, atribuidos a una mayor diversidad en la composición del sustrato, así como la presencia de hojarasca, ramas y raíces expuestas, elementos que favorecen la heterogeneidad del hábitat fluvial (Villamarín et al., 2014; Tobes et al., 2016). Sin embargo, se registran valores inferiores en la calidad del bosque de ribera, lo que está relacionado con la alteración de las orillas y zonas aledañas (Encalada et al., 2019) en todas las localidades debido a diversas modificaciones, como la construcción de

carreteras, bocatomas, edificaciones en las orillas de río y canalizaciones (GAD Municipal de Ambato, s. f.).

En particular, las áreas bajas presentaron valores elevados de nutrientes, lo que podría explicarse no solo por su ubicación, sino también porque los muestreos se realizaron en temporada seca. Durante este período, la menor capacidad de autodepuración evita la dilución de contaminantes en el agua (Freire-Rosero et al., 2020). Al haber un caudal menor, la proporción de agua contaminada respecto al volumen total de agua del río aumenta, consecuencia de la temporada seca y el uso excesivo del recurso hídrico a través de canales de riego y acequias (GAD Municipal de Ambato, s.f.). En las zonas medias, la alta demanda de agua para consumo humano e industrial provoca que, durante la temporada de estiaje, el río llegue a secarse (H. Gobierno de Tungurahua, 2019-2023), intensificando desigualdades locales en el acceso seguro al recurso (Moreano et al., 2016). Además, el uso del suelo en las riberas, caracterizado por un mosaico agropecuario, junto con la proximidad del área urbana al recurso hídrico (ver Figuras 2 y 21), incrementa la concentración de nutrientes y otros contaminantes en las zonas bajas (Fernández y Volpedo, s.f.).

Los muestreos revelaron que el 57.14% de las localidades presentan concentraciones de nitratos casi el doble del LMP según la normativa vigente (Ministerio del Ambiente, 2015). De estas localidades, el 62.5% corresponde a áreas de arbustal siempreverde montano (<3.200 m s. n. m.). Además, en los sitios B (2.812 m s. n. m.) y L (2.269 m s. n. m.), los niveles de nitritos superaron el límite permitido (0.2mg) y los fosfatos excedieron el umbral de detección del espectrofotómetro (2.5 mg PO_4^{3-}/L), lo que indica un alto riesgo de eutrofización en el río (Garcia-Perez, et al., 2018; United States Environmental Protection Agency [EPA], 1986).

La actividad industrial de la provincia también desempeña un papel clave en la contaminación del río, de las 26 curtiembres ubicadas en el cantón Ambato, 9 vierten sus residuos sin tratamiento en el río Ambato y 10 en el río Pachanlica, lo que incrementa la concentración de sólidos disueltos totales (STD) y eleva parámetros como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la conductividad (GAD Municipal de Ambato, s.f.; Anchatipán y Flores, 2023). Esta relación fue evidente en los diagramas PCA y CCA (ver Figuras 13 y 20), donde la conductividad y la demanda bioquímica de oxígeno aumentaron en las localidades ubicadas por debajo de los 3.200 m s. n. m., acompañados de un incremento en la temperatura y la turbidez (NTU); y una disminución en la concentración de oxígeno disuelto (Ox, %). Con respecto a la contaminación biológica, la presencia de *E. Coli* en el 78.57% de las localidades (ver Figura 12) indica una fuerte contaminación de doble origen: la descarga de aguas residuales y la influencia de la ganadería (García-Pérez et al., 2018; GAD Municipal de Ambato, s. f.). Este escenario destaca la necesidad de implementar estrategias de manejo integral que consideren tanto la reducción de descargas contaminantes como la mejora de la capacidad de dilución y autodepuración del sistema.

La evaluación puntual de la calidad del agua en todas las localidades muestra una relación inversa entre las concentraciones de los parámetros indicadores de posible contaminación y las puntuaciones de los índices de calidad del agua (ver Figuras 13 y 20) (Arana-Maestre et al., 2021). Esta relación inversa respalda la efectividad de los parámetros indicadores de posible contaminación como detectores de alteraciones en la calidad del agua (Tobes et al., 2016). Los índices ICA, AAMBI y la proporción de familias del grupo EPT, fueron cruciales en la evaluación integral del agua. Aunque los índices ICA y AAMBI presentaron valores de calidad similares, el %EPT varió significativamente. Esto sugiere que, aunque la calidad del agua pueda ser buena, la

abundancia de comunidades pertenecientes al grupo EPT puede ser baja. Por ejemplo, en el sitio F, el AAMBI clasifica la calidad del agua como "Muy buena" y el ICA como "Buena", pero el valor categórico del %EPT la califica como "Mala". Esto se debe a que ciertas familias están condicionadas por factores ecológicos propios de la cuenca, como el tipo de sustrato, la vegetación asociada y la heterogeneidad del hábitat (Arana-Maestre et al., 2021; Tobes et al., 2014; Acosta, 2023). En general, se observa una marcada relación entre la disminución de la calidad del agua y la altitud de los sitios en la cuenca (Acosta, 2023). Los puntos ubicados en las zonas más altas, como H (3.950 m s. n. m.; ICA: 78, AAMBI: 107, EPT%: 56) y F (4.070 m s. n. m.; ICA: 72, AAMBI: 103, EPT%: 18), presentan mejores indicadores de calidad en comparación con los sitios de menor altitud, como B (2.812 m s. n. m.; ICA: 51.73, AAMBI: 16, EPT%: 0) y L (2.269 m s. n. m.; ICA: 47.12, AAMBI: 26, EPT%: 0.4), ubicados en la parte baja de la cuenca.

El mapeo de los índices de calidad integrados (ver Figura 14) resaltó la importancia de utilizar múltiples índices para evaluar la calidad ambiental de una cuenca hidrográfica (Acosta, 2023). Se evidencia cómo el uso del suelo y las infraestructuras modifican la dinámica de los ecosistemas fluviales (Bocarejo, 2022; Encalada et al., 2019). En particular, la bocatoma del canal de agua Huachi-Pelileo actúa como una barrera, interrumpiendo el flujo continuo del ecosistema y provocando un secado total en un tramo del río (ver Figuras 2 y 14) (GAD Municipal de Ambato, s.f.). Esta perturbación se refleja en la fuerte relación de las comunidades de macroinvertebrados entre los puntos D y K (con valor de Bray-Curtis de 0.75 de similitud; ver Figura), debido a que la estructura reduce el caudal disponible desde la localidad I para el punto K (2.637 m s. n. m.; ICA: 53, AAMBI: 63, EPT%: 12), donde el agua se mantiene únicamente gracias a los aportes del punto D (2.967 m s. n. m.; ICA: 64, AAMBI: 60, EPT%: 29). Como resultado, se observa un marcado deterioro en la calidad del agua según el AAMBI y una menor

proporción de familias del grupo EPT entre los sitios I (3.053 m s. n. m.; ICA: 64, AAMBI: 90, EPT%: 58) y K (2.637 m s. n. m.; ICA: 53, AAMBI: 63, EPT%: 12), aunque con ligeras variaciones en el ICA. Esto indica que los índices basados en la presencia y abundancia de macroinvertebrados reflejan cambios en el ecosistema que el índice basado en parámetros hidroquímicos no consideró, como la interrupción del flujo ecológico del río (Fenández y Volpedo, s.f; Ladrera et al., 2013; Encalada et al., 2019). En general, los índices IHF y QBR evidenciaron el impacto de las infraestructuras sobre la calidad del ecosistema, indicando valores de "regular" en la mayoría de las comunidades.

Los índices de calidad integrados muestran diferencias en la calidad ambiental desde los sitios más altos en la cuenca como H (3.950 m s. n. m.; ICA: 76, AAMBI: 107, EPT%: 56, IHF: 57, QBR: 100) hasta el más bajo: L (2.069 m s. n. m.; ICA: 47, AAMBI: 26, EPT%: 0, IHF: 62, QBR: 73); evidenciando un deterioro significativo de los índices en función del uso del suelo. En general, las localidades en ecosistemas de páramo, sitios con difícil acceso, presentan mejores valores en índices de calidad integrados, mientras que, en aquellas con mayor accesibilidad, donde se han expandido la mancha urbana y el mosaico agropecuario, el impacto provocó una notable reducción en los valores de dichos índices. Para esta problemática, el TULSMA establece un marco normativo que exige la implementación de estudios de impacto ambiental para las actividades productivas que afectan el medio ambiente, garantizando la protección de los recursos hídricos (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, 2017). Sin embargo, este enfoque normativo evidencia vacíos en la gestión de los recursos. La afectación de las actividades productivas en las riberas del río resalta la necesidad de una gobernanza integrada. En este sentido, la gestión de los recursos hídricos debe concebirse como una responsabilidad compartida entre el Estado y los actores sociales (Perales, 2016).

En relación con la caracterización biológica de macroinvertebrados, se destacó la necesidad de emplear dos métodos de muestreo: cuantitativo y cualitativo. Los estimadores de riqueza obtenidos con ambos métodos indicaron una representación conjunta de la biodiversidad esperada, aunque el método cuantitativo permitió realizar un análisis más detallado y completo de la ecología de las comunidades (Encalada et al., 2019). En lo que respecta a las comunidades de macroinvertebrados, las características del ecosistema juegan un papel clave en la distribución de los organismos (Tobes et al., 2014). A través de adaptaciones específicas según su grupo taxonómico, los macroinvertebrados responden a las variaciones del entorno, permaneciendo o desapareciendo en función de sus rangos de tolerancia a los cambios ambientales (Arana-Maestre et al., 2021; Encalada et al., 2019). Su abundancia se relaciona directamente con la magnitud de los cambios ambientales y su capacidad de resistencia frente a las alteraciones (Arana-Maestre et al., 2021).

En general, la comunidad de macroinvertebrados en la cuenca del río Ambato muestra una tendencia de dominancia de pocas familias en las zonas de menor altitud (<3.200 m s. n. m.). La familia Chironomidae, presente en todo el gradiente altitudinal y con mayor abundancia en áreas de corriente baja y sedimentos finos, refuerza su papel como grupo dominante en los sitios más bajos (Arana-Maestre et al. 2021). En escenarios de contaminación por aguas servidas, las altas concentraciones de materia orgánica y compuestos nitrogenados favorecen a los organismos descomponedores, los Oligochaeta, tienden a ser abundantes en estas condiciones debido a la disponibilidad del alimento (Encalada et al., 2019). Bajo estas condiciones, los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera tienden a desaparecer, ya que la descomposición microbiana aumenta las tasas de respiración celular, lo que consume el oxígeno disuelto disponible (Encalada et al., 2019). Estos órdenes, en cambio, se asocian con sitios bien oxigenados y con

corrientes de velocidad media o rápida, comportamiento reflejado en los diagramas de Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) (ver Figuras 19 y 20).

La organización biológica de los ríos se ajusta tanto estructural como funcionalmente a los patrones de disipación de la energía cinética en el entorno, lo que permite que las comunidades se adapten de manera rápida y eficiente a los cambios en la distribución de esta energía (Vannote et al., 1980). En el marco del concepto del Continuo Fluvial, los grupos funcionales en la cuenca del río Ambato siguen un patrón característico. En los sitios ubicados en ecosistemas de páramo, predominan los colectores (tanto recolectores como filtradores), seguidos por trituradores, depredadores y raspadores, lo que indica la presencia de todos los grupos funcionales en estas comunidades (Valdiviezo-Rivera, 2018; Vannote et al., 1980).

A medida que la altitud disminuye y aumenta la disponibilidad de materia orgánica en partículas finas y disueltas (Valdiviezo-Rivera, 2018; Cumbrera y Rodríguez, 2018), se produce una reorganización de los grupos funcionales: los trituradores disminuyen, mientras que los colectores se vuelven dominantes (Cumbrera y Rodríguez, 2018), seguidos por raspadores y depredadores. Sin embargo, en las zonas bajas, la composición funcional presenta variaciones respecto a lo esperado. Según Vannote et al. (1980), en condiciones de menor flujo de energía, como ocurre en las partes bajas de los ríos, deberían predominar los colectores y depredadores. No obstante, los datos de densidad relativa en el río Ambato muestran una mayor representación de colectores-recolectores, acompañada de una reducción significativa de depredadores. Sin embargo, los datos de presencia-ausencia sugieren que en los sitios más bajos la integridad de los grupos funcionales se mantiene, con aproximadamente un 14% de representatividad de depredadores en el punto más bajo de la cuenca (L: 2.069 m s. n. m.) (ver Figura 17). La diversidad y dominancia siguen patrones inversos a lo esperado, con mayor riqueza en

zonas más altas con respecto a las zonas más bajas en la cuenca (ver Figura 16). El PCA ambiental (ver Figura 11) revela una notable heterogeneidad de hábitats que no depende exclusivamente de los gradientes altitudinales (posición dentro de la cuenca). Aunque la altitud ha sido tradicionalmente considerada un factor determinante en estudios ecológicos, este fenómeno es en realidad el resultado de la interacción de diversas variables ambientales que actúan de manera conjunta (Villamarín et al., 2014). Entonces, la diversidad y distribución de las comunidades de macroinvertebrados, no se ve necesariamente influenciada por estas características hidromorfológicas, más bien, se ve condicionado, tal como muestra el PCA (ver Figura 13) y el CCA (ver Figura 20), por la calidad ambiental, considerando la contaminación y degradación de los ecosistemas (Tobes et al., 2016).

La presencia de coliformes fecales y *E. coli,* indican que la cuenca del río Ambato presenta actividad microbiana, lo que favorecería la proliferación del grupo funcional colector, dado que estos organismos aprovechan la biomasa microbiana asociada a las partículas orgánicas que consumen (Valdiviezo-Rivera, 2018; Cumbrera y Rodríguez, 2018). Los colectores-recolectores (como Chironomidae y Oligochaeta) se alimentan de materia orgánica en partículas finas (FPOM) depositada en el sustrato, la cual suele estar cubierta por bacterias, hongos y protozoos que contribuyen a su descomposición y aumentan su valor nutritivo (Valdiviezo-Rivera, 2018). Los resultados del CCA (ver Figura 20) evidencian que los sitios con mayores problemas ambientales presentan una distribución sesgada de ciertos taxones. En particular, la dominancia de Chironomidae, Oligochaeta, Tipulidae y Dolichopodidae en los sitios bajos de la cuenca se debe a su capacidad de sobrevivir en entornos extremos, caracterizados por altas cargas de materia orgánica y periodos de ausencia de oxígeno (Arana-Maestre et al., 2021; Cumbrera y

Rodríguez, 2018). Estas familias se asocian a sitios degradados, donde las condiciones adversas impiden la supervivencia de taxones más sensibles (Arana-Maestre et al., 2021).

En general, la evaluación ecológica de la cuenca del río Ambato ha puesto en evidencia las desigualdades en la gestión de los recursos hídricos. La provincia de Tungurahua representa un caso notable de los efectos del uso intensivo de la tierra sobre la disponibilidad y calidad del agua. La expansión de la frontera agrícola y la falta de tratamiento de aguas residuales han afectado los cuerpos de agua locales (Acosta, 2023). Aunque Ecuador cuenta con un marco legal para el abastecimiento y saneamiento del agua, el acceso a servicios adecuados sigue siendo insuficiente debido a problemas de infraestructura y desigualdad en la cobertura entre áreas urbanas y rurales, exacerbando la vulnerabilidad de los grupos más pobres y alejados (Martínez, 2019). A pesar de las políticas de saneamiento y programas comunitarios, la gestión moderna del agua enfrenta desafíos persistentes, como la falta de recursos, la debilidad institucional y los efectos de la contaminación en las fuentes hídricas (Cedeño y Esteves-Fajardo, 2023).

El río Ambato evidencia un gradiente de deterioro ecológico a lo largo de su recorrido (Acosta, 2023; GAD Municipal de Ambato, s. f.), donde las condiciones ambientales se agravan a medida que desciende por la cuenca (Acosta, 2023). Este patrón es el resultado directo de una gestión deficiente del territorio y del agua. La actividad agrícola intensiva, sin planificación ambiental adecuada, se perfila como un factor clave en la alteración de la calidad del agua y en la composición de las comunidades de macroinvertebrados (Ríos-Touma et al. 2014; Encalada et al., 2019). El uso indiscriminado del recurso hídrico para riego, sin respetar el caudal ecológico, pone en riesgo la resiliencia del ecosistema y profundiza la crisis hídrica de la cuenca.

La falta de infraestructura para el tratamiento de aguas residuales y el inadecuado manejo de residuos sólidos y aguas negras son indicativos de un modelo de desarrollo urbano que prioriza la expansión urbana sobre la sostenibilidad ambiental. Si bien las zonas altas de la cuenca mantienen mejor calidad ecológica debido a su difícil acceso, este resguardo es temporal: los cambios en el uso del suelo están comprometiendo su estabilidad ecológica (Chuncho, 2019; Ministerio de Agricultura y Ganadería, 2020). En este contexto, la Constitución del Ecuador protege el derecho de las personas a vivir en un ambiente sano (Artículo 14), y reconoce la importancia de la naturaleza (Artículo 71) otorgando a los ecosistemas el derecho a existir, regenerarse y evolucionar (Constitución de la República del Ecuador, 2008, artículos 14 y 71). Este enfoque refuerza la responsabilidad del Estado y la sociedad en la protección de los cuerpos hídricos, reconociendo su valor no solo para el bienestar humano, sino también para el equilibrio de los ecosistemas. Además, la Constitución asegura que las personas y comunidades tienen el derecho a beneficiarse del ambiente y de los servicios ecosistémicos (Constitución de la República del Ecuador, 2008, artículo 74), lo que incluye el acceso a recursos hídricos de manera segura y sostenible. Estos principios legales subrayan la necesidad urgente de evaluar de manera continua el estado ecológico de los ríos.

En respuesta a esta problemática surgen organizaciones ambientales, cuyo objetivo es fomentar la participación de las comunidades en proyectos de conservación y restauración ecológica. Ejemplo de ello es el Fondo de Páramos Tungurahua y Lucha contra la Pobreza (FMPLPT). Esta iniciativa, se centra en la gestión sostenible de los páramos y el desarrollo de las comunidades, integrando conservación ambiental y bienestar social (FMPLPT, 2024). En este contexto, la gobernanza hídrica se ha desarrollado con el objetivo de gestionar los recursos hídricos de manera equitativa y sostenible,

fortaleciendo la participación comunitaria y la supervisión local para asegurar una gestión inclusiva.

CAPÍTULO V: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La cuenca del río Ambato se caracteriza por dos regiones principales: la región de páramo, dominada por ecosistemas de páramo herbáceo y zonas secas (>3.200 m s. n. m.) y la región dominada por arbustos siempreverdes montano (<3.200 m s. n. m.). En la primera, las condiciones extremas limitan las actividades humanas al uso del suelo para la ganadería y la conservación, mientras que, en la segunda, la mayor estabilidad de los ecosistemas ha favorecido una intensa actividad agrícola, ganadera y urbana. En estos sitios la infraestructura humana (carreteras, bocatomas, edificaciones y canalizaciones) altera la naturalidad del canal fluvial y reduce la diversidad y calidad del bosque de ribera.

La calidad del agua en la cuenca muestra una degradación progresiva en función de la altitud y el uso del suelo. Donde los parámetros indicadores de posible contaminación superan los LMP especialmente en las zonas bajas, donde se concentran presiones de origen climático, agrícola, pecuario, urbano e industrial.

Los resultados de los índices integrados de calidad ambiental (ICA, AAMBI, %EPT, IHF y QBR), evidencian una transición de condiciones "muy buenas" o "buenas" en las localidades de ecosistemas de páramo a estados "regulares" o "malos" en los sitios ubicados en ecosistemas arbustivos siempreverdes montano. Dichos índices mostraron una fuerte relación inversa con los parámetros indicadores de contaminación, subrayando el papel crucial de estos últimos como señales de alteración ambiental. Además, la implementación integral de estos índices permite identificar cambios ambientales que no podrían detectarse mediante el uso de un único indicador; obteniendo una evaluación más completa y precisa del estado ecológico de un cuerpo hídrico.

La cuenca del río Ambato evidencia una notable diversidad en su comunidad de macroinvertebrados. Los métodos de muestreo han capturado la mayor parte de la

biodiversidad esperada, respaldados por estimadores de riqueza que se acercan a los valores observados, aunque la técnica cualitativa sugiere la posible existencia de familias aún no registradas, resaltando la necesidad de implementar las dos técnicas para capturar la complejidad y riqueza biológica de la cuenca.

En términos funcionales, la comunidad de macroinvertebrados se organiza en cinco GFT, donde los colectores-recolectores resultan ser los más representativos, especialmente en las zonas bajas, donde la dominancia aumenta y la diversidad disminuye. Los sitios afectados por la contaminación favorecen la proliferación de familias tolerantes como Chironomidae y Oligochaeta, mientras que taxones más sensibles, asociados a ambientes bien oxigenados y valores más altos de los índices integrales de calidad ambiental, tienden a disminuir. Evidenciando entonces, una distribución anormal como defecto de la degradación ambiental de las localidades más bajas en la cuenca.

En cuanto a la capacitación de actores clave, el proceso de capacitación diseñado e implementado para el equipo del Fondo de Páramos de Tungurahua y Lucha contra la Pobreza, fortaleció significativamente las competencias técnicas en biomonitoreo ambiental. Los participantes adquirieron un conocimiento integral sobre la ecología de ríos y cuencas, la gestión integrada de recursos hídricos y el uso de macroinvertebrados como bioindicadores.

Con respecto a la promoción del diálogo, el taller "Retos y Soluciones para la Gobernanza del Agua en Tungurahua" se erigió como un espacio fundamental para el intercambio de conocimientos y experiencias entre actores clave en la gestión del recurso hídrico. Este foro-debate fortaleció el compromiso colaborativo entre municipalidades, comunidades, fondos de conservación y la academia, resaltando la necesidad de una

gestión integral y participativa que sitúe a las comunidades como importantes gestoras y cuidadoras del agua.

5.1 Recomendaciones

Dado que los resultados del proceso de rarefacción sugieren que la técnica de muestreo cualitativo requiere mayor esfuerzo, se recomienda aumentar el número de réplicas a un mínimo de dos réplicas por sitio de muestreo, así como incrementar la frecuencia de las jornadas de monitoreo a lo largo del año, con al menos dos campañas que permitan evaluar la variabilidad según la temporalidad climática.

Sería recomendable desarrollar un protocolo de monitoreo estandarizado para el seguimiento del estado ecológico de los ríos, impulsado por las instituciones públicas e integrando a actores clave de las comunidades, fomentando su participación activa y empoderamiento en esta labor.

LITERATURA CITADA

Acosta, A. (2023). Caracterización ecológica y composición de comunidades de macroinvertebrados en la cuenca del río Ambato provincia de Tungurahua para elaborar un plan de biomonitoreo y gestión de la calidad del agua. Repertorio de la Universidad Tecnológica Indoamerica.

Anchatipán, D., y Flores, N. (2023). Actualidad de tratamientos y procesos de reciclaje de los residuos industriales de curtiembres en Ecuador y el mundo. Revista Tecnológica - Espol, 35(1), 66-87. http://www.rte.espol.edu.ec/index.php/tecnologica/article/view/983

Arana-Maestre, J., Álvarez-Tolentino, D., Miranda, R., Tobes, I., Araujo-Flores, J., Carrasco-Badajoz, C., y Rayme-Chalco, C. (2021). Distribución altitudinal de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables ambientales en un sistema fluvial amazónico (Perú). Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. DOI: https://doi. org/10.18257/raccefyn.1436

Asamblea Constituyente. (2007-2008). Constitución De La República Del Ecuador (2008). Registro Oficial 449 de 20-oct.-2008 Ultima modificación: 25-ene.-2021.

Autoridad Interjurisdiccional de las cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro (AIC). (2011). Índices de calidad del agua y síntesis de la situación ambiental de la cuenca.

Beltrán, M., y Velázquez, E. (2015). La ecología política del agua virtual y huella hídrica. Reflexiones sobre la necesidad de un análisis crítico de los indicadores de flujos virtuales de agua en la economía. Revista de economía crítica, nº20, segundo semestre 2015, ISNN 2013-5254

Bocarejo., D. (2022). Un río infraestructurado: la gestión comunitaria entre el cemento y los movimientos del agua. Revista Colombiana de Antropología, vol. 58, núm. 2, pp. 51-76. DOI: https://doi.org/10.22380/2539472X.2137

Cedeño, C., y Esteves-Fajardo, Z. (2023). El acceso al agua en Ecuador: Impacto y posibles soluciones. Revista Interdisciplinaria de Humanidades, Educación, Ciencia y Tecnología. Edición Especial. DOI 10.35381/cm.v9i1.1077

Chuncho, G. (2019). Páramos del Ecuador, importancia y afectaciones: Una revisión. ResearchGate. https://www.researchgate.net/publication/344180955

Cumbrera, A., y Rodríguez, V. (2018). Estructura trófica a nivel de grupos funcionales de alimentación de la comunidad de insectos acuáticos y calidad biológica del agua en la parte media-baja del río Cardenillo, Veraguas. Visión Antataura, 2(1). ISSN: 2309-6373 / 2520-9892

Díaz, A., Ortega, L., Niño, Y., y Aranguren, N. (2016). Grupos Funcionales De Macroinvertebrados Acuático En Un Arrollo Tropical (Colombia). rev.udcaactual.divulg.cient. vol.19 no.2 Bogotá. ISSN 0123-4226

Dou, Q., Du, X., Cong, Y., Wang, L., Zhao, C., Song, D., Liu, H., y Huo, T. (2022). Influence of environmental variables on macroinvertebrate community structure in Lianhuan Lake. *Ecology and Evolution*, *12*(2). https://doi.org/10.1002/ece3.8553

Encalada, A., Rieradevall., M., Ríos-Touma, B., García, N., y Prat, N. (2011). Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos altoandinos (CERAS-S). ISBN: 9789942037343

Encalada, A., Guayasamin, J., Suárez, E., Mena, F., Lessmann, J., Sampedro, C., Martínez, P., Ochoa-Herrera, V., Swing, K., Celinšćak, M., Schreckinger, J., Vieira,

J., Tapia, A., Serrano, C., Barragán, K., Andrade, S., Alexiades, A., y Troya, M. (2019). Los ríos de las cuencas Andino-Amazónicas. Herramientas y guía de invertebrados para el diseño de programas de monitoreo. Trama, Quito, 224 pp.

Fernández, A., y Volpedo, A. (s.f.). Indicadores físico-químicos: ¿qué, ¿cómo y cuánto reflejan la calidad del agua? La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la argentina.

Freire-Rosero. R.., Pino-Vallejo, M., Andrade, P., y Mejía-López, A. (2020). Evaluación de la calidad del agua del río chambo en época de estiaje utilizando el índice de calidad del agua ICA-NSF. Perfiles, Número 23 Vol.1. DOI:https://doi.org/10.47187/perf.v1i23.248

Fondo de Páramos Tungurahua y Lucha Contra la Pobreza. (2024). Somos el Fideicomiso del Fondo de Páramos Tungurahua y lucha contra la pobreza. https://fondodeparamostungurahua.com

García-Pérez, J. F., Arenas-Suarez, N. E., Abril, D. A., López, J. N., Pachón, D., y Moreno-Melo, V. (2018). Revista Ciencias Agropecuarias, 4(1), 18 – 26. DOI: 10.36436/24223484.301

Gobierno Autónomo Descentralizado Municipalidad de Ambato. (s.f.). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial. Ambato 2050.

Guaman, C., Carlárraga, R., Cruz, A., Abraham, E., y Salomón, M. (2004-2005). Indicadores de uso del agua en una zona seca de los andes centrales del ecuador. Estudio de la cuenca del río Ambato. V foro centroamericano y del caribe de cuencas hidrográficas “desarrollo de cuencas hidrográficas”.

Hach Company. (2019). Cadmium Reduction Method. Method 8039 0.3 to 30.0 mg/L NO3–N (HR). DOC316.53.01066

Hach Company. (2018). USEPA 1, 2 PhosVer 3 (Ascorbic Acid) Method. Method 8048 0.02 to 3.00 mg/L PO43–. DOC316.53.01471

Hach Company. (2015). Salicylate Method. Method 8155 0.01 to 0.50 mg/L NH3–N. DOC316.53.01077

Hamada, N., Thorp, H., y Rogers, D. (2018). Keys to Neotropical Hexapoda. Volume III.

Honorable Gobierno Provincial de Tungurahua. (2019-2023). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial – Tungurahua, 2019 2023.

Hurtado, Y. (2020). Determinación De La Causa Raíz De La Contaminación Difusa Y Puntual De La Calidad De Agua En Bahía Manzanillo, Corregimiento De Cristóbal, Distrito Y Provincia De Colón, Panamá. Revista de Investigación de la Universidad de Panamá ISSN: 0258-9702. http://orcid.org/0000-0003-2662-8608

Instituto Nacional de Estadística y Censos [INEC], Asociación de Municipalidades Ecuatorianas [AME], Banco de Desarrollo del Ecuador [BDE] y Agencia de Regulación y Control del Agua [ARCA]. (2022). Estadística de Información Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales Gestión de Agua Potable y Saneamiento 2021.

Ladrera, R., Rieradevall, M., y Prat, N. (2013). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. Ikastorratza. e-Revista de Didáctica 11, retrieved 2013/12/20 from http://www.ehu.es/ikastorratza/11_alea/macro.pdf (ISSN: 1988-5911).

Levy, M., Flores, M., y Espinoza, A. (2023). Páramos del Ecuador: amenazas y presiones. Serie Proyecto Urku Ñan Quito, octubre. ISBN 978-9942-7007-6-6.

Martínez, A. (2019). La regulación del abastecimiento de agua en Ecuador. Evolución histórica y realidad actual. Sostenibilidad: económica, social y ambiental, 1, 31-54. https://doi.org/10.14198/Sostenibilidad2019.1.03

Merck Group. (2018). MC-Media Pad E.coli & Coliform. Convenient culture media for simultaneous enumeration of Escherichia coli and coliform bacteria. Technical Data Sheet.

Ministerio del Ambiente y Agua. (2017). Código Orgánico del Ambiente. Registro Oficial Suplemento 983 de 12 de abril del 2017.

Ministerio del Ambiente. (2015). Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA): Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes al Recurso Agua. Anexo 1 del Libro VI.

Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica [MAATE]. (2021-2030). Plan Nacional de Sequía.

Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica [MAATE]. (2013). Ecosistemas Naturales. [v_geo000_ecosistema_a]. http://ide.ambiente.gob.ec/mapainteractivo/

Ministerio de Agricultura y Ganadería del Ecuador. (2020). *Cobertura Nacional del suelo* [Uso_Cobertura_tierra_v2]. https://www.agricultura.gob.ec

Moreano, M., Hopfgartner, K., y Santillana, A. (2016). "La política económica de la reforma a la gobernanza del agua y las implicaciones para la desigualdad territorial - El caso de Ecuador". Serie Documento de Trabajo N°201. Grupo Desarrollo con

Cohesión Territorial, Programa Cohesión Territorial para el Desarrollo. Rimisp, Quito, Ecuador.

Moreno, M., y Sagñay, L. (2024). Calidad del agua en airón, chimborazo, ecuador: análisis físico-químico y microbiológico para consumo humano, evaluación de impacto en salud pública. CSSN, Vol. 15 Número 1 2024. DOI: https:// 10.47187/cssn.Vol15.Iss1.268

Nolivos, I., Villacís, M., Vázquez, R., Mora, D., Domínguez-Granda, L., Hampelc, H., y Velarde, E. (2015). Challenges for a sustainable management of Ecuadorian water resources. Sustainability of Water Quality and Ecology. http://dx.doi.org/10.1016/j.swaqe.2015.02.002 2212-6139

Perales, V. (2016). La cuenca social como aproximación sociológica a las intervenciones en cuencas hidrográficas. Temas Sociales, número 39, pp. 221-240, ISSN 0040-2915.

Pesca y Acuicultura de la Junta de Extremoduro. (s.f.). Pesca Y Ríos En Extremadura. Política Y Gestión: Seguimiento De Los Ríos Extremeños. http: http://pescayrios.juntaextremadura.es/pescayrios/web/guest/inicio

Prat, N., Acosta, R., Villamarín, C., y Rieradevall., M. (2018). Guia para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú. Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona, Versión 5.

Ríos-Touma, B., Acosta, R., y Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. Article in Revista de Biologia Tropical. DOI: 10.15517/rbt.v62i0.15791

Rodriguez, C. (2023). Calidad del agua según variables fisicoquímicas y macroinvertebrados bentónicos en la microcuenca del rio Chucchun. Revista del Instituto de investigación de la Facultad de minas, metalurgia y ciencias geográficas de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Issn-l:1561-0888.

Rojas-Jimenez, K. (2022). Transformación, estandarización e imputación de datos. Ciencia de datos para ciencias naturales. Cap 5. https://bookdown.org/keilor_rojas/CienciaDatos/

Roldán, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia.

Secretaría de Economía. (2021). Norma Mexicana NMX-AA-186-SCFI-2021. Análisis De Agua-Enumeración De *Escherichia coli*, Bacterias Californias Totales Y Bacterias Coliforme Fecales. Método Del Número Mas Probable (NMP) "Enzima-Sustrato".

Tobes, I., Gaspar, S., Peláez-Rodríguez, M., y Miranda., R. (2016). Spatial distribution patterns of fish assemblages relative to macroinvertebrates and environmental conditions in Andean piedmont streams of the Colombian Amazon. Inland Waters 6, pp. 89-104. DOI: 10.5268/IW-6.1.750

United States Enyronmental Protection Agency [EPA]. (1986). QUALITY CRITERIA For WATER 1986. Office Of Water Regulations And Standards Washington, DC 20460. EPA 440/5-86-001.

Valdiviezo-Rivera, J., Garzón-Santomaro, C., Inclán-Luna, D., Mena_Jaén, J., González-Romero, D. (2018). Ecosistemas Dulceacuícolas De La Provincia De El Oro: Peces Y Macroinvertebrados Acuáticos Como Indicadores Biológicos Del Páramo Al

Manglar. Publicación Miscelánea N°10: Serie De Publicaciones GADPEO - INABIO. Quito-Ecuador.

Vannote, R., Minshall, G., Cummins, L., Sedell, J., y Cushing, C. (1980). The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1980.37:130-137.

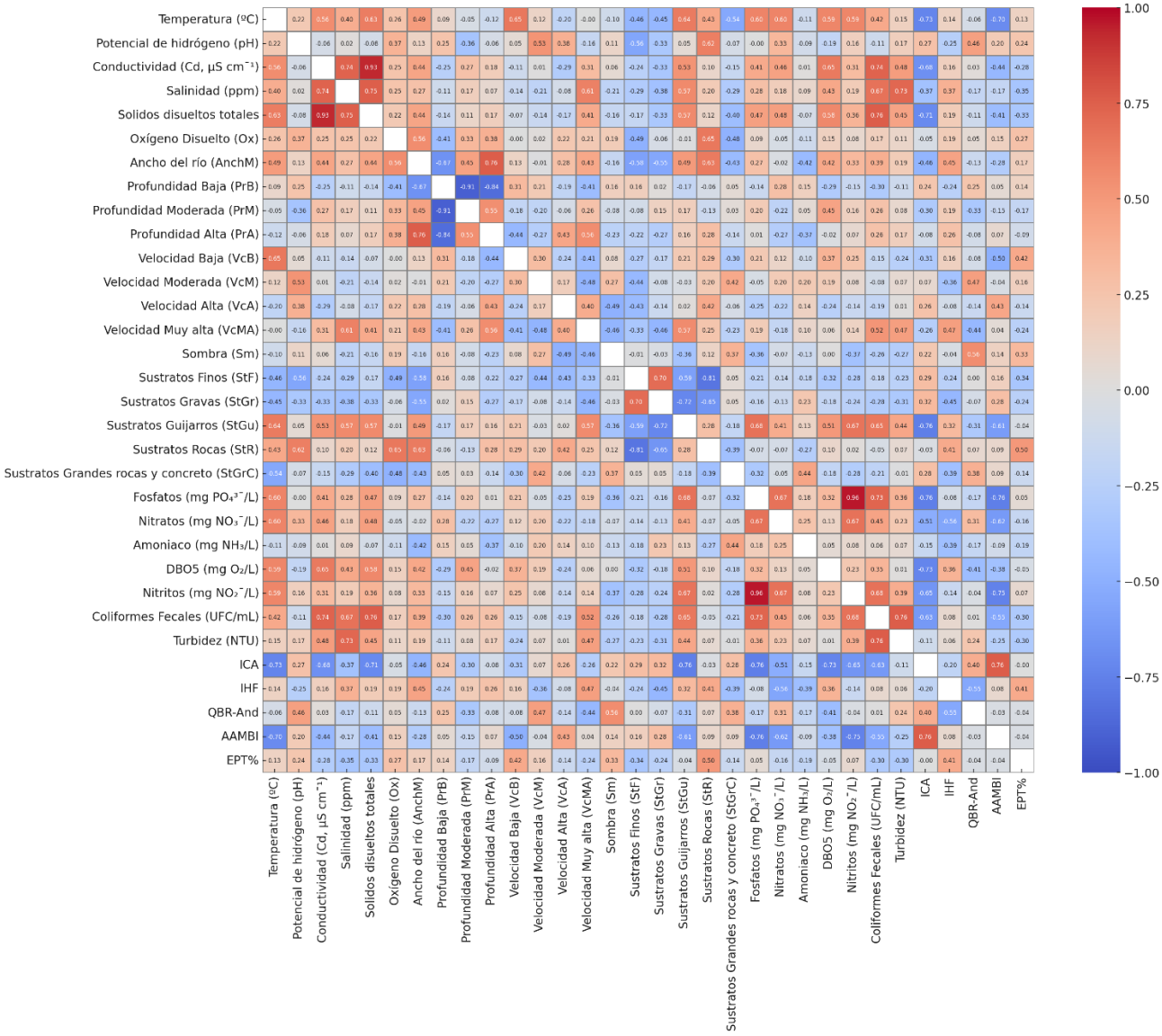
Villamarín, C., Prat, N., y Rieradevall, M. (2014). Caracterización de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú Research Article Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. Lat. Am. J. Aquat. Res., 42(5): 1072-1086. DOI: 10.3856/vol42-issue5-fulltext-12.

Weather Spark. (2025). El clima y el tiempo promedio en todo el año en Ambato. https://es.weatherspark.com/

Wingfield, S., Martínez-Moscoso, A., Quiroga, D., Ochoa-Herrera, y V. (2021). Challenges to Water Management in Ecuador: Legal Authorization, Quality Parameters, and Socio-Political Responses. Water. https://doi.org/ 10.3390/w13081017

ANEXOS

Anexo 1. Correlación de todas las variables evaluadas.



Anexo 2. Fórmulas base para el cálculo de los estimadores de riqueza en RStudio.

Sección	Descripción	Código
Paquetes	Instalación de paquetes necesarios	install.packages("vegan") install.packages("iNEXT") install.packages("readxl") install.packages("ggplot2") install.packages("boot")
Librerías (ambas)	Carga de librerías comunes a todos los análisis	library(boot) library(iNEXT) library(ggplot2) library(vegan) library(readxl)
CUANTITATIVOS	Lectura de Excel y transformación a matriz	datosab <- read_excel(".../cuantitativos.xlsx") datos1 <- datosab[,-1] datos <- as.matrix(datos1)
CUANTITATIVOS	Calcular curva de acumulación	acumulacion <- specaccum(datos, method = "random") print(acumulacion)
CUANTITATIVOS	Estimadores simples (Chao, Jackknife, Bootstrap)	estimadores <- specpool(datos) print(estimadores)
CUANTITATIVOS	Cálculo manual de Chao1 por fila	for (i in 1:n_muestras) {...} resultados_chao1 <- data.frame(...) print(resultados_chao1)
CUALITATIVOS	Lectura de Excel y transformación a matriz	datospa <- read_excel(".../cualitativos.xlsx") datos1 <- datospa[,-1] datos <- as.matrix(datos1)
CUALITATIVOS	Calcular curva de acumulación	acumulacion <- specaccum(datos, method = "random") print(acumulacion)
CUALITATIVOS	Estimadores simples (Chao, Jackknife, Bootstrap)	estimadores <- specpool(datos) print(estimadores)
CUALITATIVOS	Bucle para calcular Chao acumulado por número de sitios	for (i in 1:n_muestras) {...} print(chao1_vals)
CUALITATIVOS	Bucle para calcular Jackknife1 acumulado	for (i in 1:n_muestras) {...} print(jack1_vals)
CUALITATIVOS	Bucle para calcular Jackknife2 acumulado	for (i in 1:n_muestras) {...} print(jack2_vals)

Anexo 3. Características del hábitat natural y valores de la estimación de calidad de agua. La segunda columna tiene las abreviaciones de las variables incluidas en los análisis CCA y PCA.

Sitio		**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**	**G**	**H**	**I**	**J**	**K**	**L**	**M**	**N**
Elevación (m)		3894	2812	3923	2967	3823	4070	3678	3950	3053	3277	2637	2269	2983	3742
Temperatura del agua (ºC)	T	12,50	18,45	9,80	15,30	9,70	7,60	11,20	8,30	12,00	10,30	19,00	16,86	13,70	13,10
Potencial de hidrógeno	pH	8,81	8,80	7,30	7,85	7,40	7,10	7,64	9,23	8,26	8,20	8,10	7,88	7,55	9,30
Conductividad (µS cm^{-1})	Cd	99,65	100,50	66,00	176,00	265,60	72,75	114,30	168,00	276,00	128,00	515,00	705,00	444,00	262,00
Oxígeno (%)	Ox	87,00	84,00	74,60	91,45	86,30	85,35	81,05	85,00	89,00	87,40	86,30	88,55	80,08	88,10
Ancho medio (m)	AnchM	3,02	5,80	0,94	5,55	2,71	0,94	2,15	1,56	11,73	9,41	8,37	9,50	1,38	2,13
Profundidad															
Baja (%, <30 cm)	PrB	80,00	73,33	83,33	83,33	25,00	41,67	100,00	83,33	16,67	8,33	58,33	25,00	91,67	100,00
Moderada (%30-60 cm)	PrM	26,67	26,67	16,67	16,67	66,67	50,00	0,00	16,67	41,67	50,00	41,67	50,00	16,67	0,00
Alta (%, >60 cm)	para	0,00	0,00	0,00	0,00	8,33	8,33	0,00	0,00	41,67	41,67	0,00	25,00	0,00	0,00
Velocidad del agua															
Baja (%, <0.3 m·s^{-1})	VcB	13,33	33,33	16,67	33,33	0,00	16,67	8,33	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00
Moderada (%, 0.3-0.75 m·s^{-1})	VcM	20,00	46,67	58,33	41,67	41,67	83,33	16,67	83,33	25,00	25,00	58,33	33,33	58,33	58,33
Alta (%, 0.75-1.2 m·s^{-1})	VcA	33,33	20,00	25,00	16,67	33,33	0,00	33,33	16,67	41,67	41,67	8,33	16,67	25,00	41,67
Muy alta (%, 1,1.2 m·s^{-1})	VcMA	33,33	0,00	0,00	8,33	25,00	0,00	41,67	0,00	33,33	33,33	0,00	50,00	16,67	0,00
Sombra (%)	Sm	0,00	0,00	0,00	33,33	8,33	16,67	0,00	41,67	0,00	16,67	25,00	0,00	25,00	8,33
Sustrato															
Finos (%, <2 mm)	StF	2,00	0,00	30,83	2,50	5,00	52,50	14,17	0,00	0,00	5,83	2,50	2,50	26,67	18,33
Gravas (%, 2-64 mm)	StGr	6,67	7,50	20,00	13,33	27,50	41,67	5,00	5,00	2,50	2,50	5,00	2,50	5,00	27,50
Guijarros (%, 64-256 mm)	StGu	36,67	50,83	25,00	23,33	32,50	5,83	43,33	25,00	31,67	34,17	41,67	60,83	36,67	14,17
Rocas (%, >256 mm)	StR	54,67	41,67	2,50	60,83	17,50	0,00	37,50	45,00	65,83	49,17	50,83	34,17	20,00	40,00
Grandes rocas y concreto (%)	StGrC	0,00	0,00	19,17	0,00	17,50	0,00	0,00	25,00	0,00	8,33	0,00	0,00	11,67	0,00
Parámetros químicos															
Fosfatos (mg PO_4^{3-}/L)	PO_4^{3-}	0,34	2,50	0,26	0,59	0,78	0,65	0,68	0,24	0,40	0,16	0,54	2,50	0,74	0,39
Nitratos (mg NO_3^-/L)	NO_3^-	10,32	34,54	12,97	13,11	14,61	6,77	8,86	15,76	7,79	9,12	15,63	28,91	29,36	29,22
Amoniaco (mg NH_3/L)	NH_3	0,01	0,01	0,01	0,01	0,04	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01
DBO5 (mg O_2/L)	DBO	0,00	6,20	1,00	2,80	13,00	1,00	5,00	0,00	4,00	1,00	27,00	13,20	2,20	0,00
Nitritos (mg NO_2^-/L)	NO_2^-	0,00	1,28	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	1,10	0,01	0,00
Coliformes Fecales (UFC/mL)	CF	0,00	280,00	2,00	40,00	80,00	2,00	180,00	0,00	47,00	55,00	180,00	2480,00	300,00	0,00
Turbidez (NTU)	NTU	7,58	0,22	3,97	0,67	0,31	0,00	0,32	4,49	2,83	0,37	0,42	13,16	1,86	1,97
índices ambientales															
ICA	ICA	76,19	51,73	69,78	64,16	58,26	72,14	61,13	75,97	63,86	69,34	52,86	47,12	58,59	71,82
IHF	IHF	65,00	53,50	52,50	62,00	55,00	61,00	70,50	57,00	71,00	58,00	69,50	61,50	56,50	44,00
QBR-And	QBR	64,00	64,00	79,00	81,00	46,00	62,00	39,00	100,00	58,00	78,00	60,50	72,50	78,00	87,50
AAMBI	AAMBI	101,00	16,00	56,00	60,00	86,00	103,00	109,00	107,00	90,00	99,00	63,00	26,00	49,00	114,00
EPT%	EPT	18,18	56,10	1,33	61,02	9,68	27,87	35,43	56,45	57,69	2,99	29,00	0,00	12,36	0,40

Anexo 4. Abundancias relativas de familias de macroinvertebrados. La segunda columna muestra las abreviaciones de las familias utilizadas en los análisis de CCA. Se incluyen tanto los órdenes como las familias taxonómicas correspondientes.

	Código	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
Amphipoda															
Hyalellidae	**Hyal**	5	0	6	0	24	73	26	0	1	1	0	2	0	1
Annelida															
Hirudinea	**Hiru**	0	0	0	0	1	28	1	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	**Olig**	4	113	9	0	4	9	0	6	3	109	1	660	6	1
Arachnida															
Acari	**Acar**	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
Gastropoda															
Ancylidae	**Ancy**	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Bivalvia															
Sphaeriidae	**Spha**	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Coleoptera															
Elmidae	**Elmi**	13	0	0	3	0	13	2	8	7	21	0	0	0	1
Scirtidae	**Scir**	0	0	0	0	0	2	0	4	0	0	0	0	0	3
Staphylinidae	**Stap**	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera															
Blephariceridae	**Blep**	5	0	0	18	0	0	0	0	43	55	4	0	0	1
Ceratopogonidae	**Cera**	0	0	6	1	0	0	1	3	13	33	4	1	0	0
Chironomidae	**Chir**	67	4	24	537	11	60	15	15	36	106	679	1060	39	74
Dolichopodidae	**Doli**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Empididae	**Empi**	2	0	0	3	1	5	0	1	3	2	3	0	1	1
Limoniidae	**Limo**	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Muscidae	**Musc**	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychodidae	**Psyc**	0	11	0	1	0	7	0	0	1	0	0	25	0	0
Simuliidae	**Simu**	12	0	12	45	2	4	23	5	2	28	3	8	0	31
Tabanidae	**Taba**	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Tipulidae	**Tipu**	0	0	1	0	0	3	0	0	1	6	0	0	7	1
Ephemeroptera															
Baetidae	**Baet**	156	0	1	242	1	14	29	46	141	262	70	7	0	41
Leptohyphidae	**Lept**	0	0	0	0	0	0	0	0	12	28	0	0	0	0
Hemiptera															

Mesoveliidae	**Meso**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Veliidae	**Veli**	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera															
Crambidae	**Cram**	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera															
Gripopterygidae	**Grip**	1	0	0	0	1	9	6	0	0	0	0	0	0	3
Trichoptera															
Anomalopsychidae	**Anom**	0	0	0	0	0	8	3	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiosidae	**Hydrb**	4	0	0	1	0	0	0	0	4	1	2	0	0	2
Hydropsychidae	**Hydrps**	0	0	0	0	0	8	0	3	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	**Hydrpt**	0	0	0	7	1	0	0	6	3	194	23	0	2	1
Leptoceridae	**Lept**	1	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
Limnephilidae	**Limn**	24	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0
Turbellaria															
Planariidae	**Plan**	3	0	3	0	1	0	0	0	0	4	0	0	0	0