

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

<https://doi.org/10.35381/a.g.v8i15.5158>

Riqueza y composición de macroinvertebrados acuáticos. Impactos en zonas por minería aurífera y áreas agrícolas

Aquatic macroinvertebrate richness and composition: impacts in gold mining and agricultural areas

Edison Roberto Suntasig-Negrete

esuntasig@uea.edu.ec

Universidad Estatal Amazónica, Puyo, Pastaza
Ecuador

<https://orcid.org/0000-0002-4908-6795>

Paul Marcelo Manobanda-Pinto

pmanobanda@uea.edu.ec

Universidad Estatal Amazónica, Puyo, Pastaza
Ecuador

<https://orcid.org/0000-0003-0207-9229>

Recibido: 1 de marzo 2026

Revisado: 20 de marzo 2026

Aprobado: 30 de marzo 2026

Publicado: 01 de julio 2026

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

RESUMEN

La expansión de la minería aurífera y las actividades agrícolas en la Amazonía ecuatoriana representa una amenaza crítica para la integridad de los ecosistemas acuáticos. El objetivo es comparar la riqueza, composición y diversidad de macroinvertebrados acuáticos en quebradas del Alto Huambuno (Napo, Ecuador) expuestas a minería de oro versus actividades agrícolas, integrando parámetros fisicoquímicos, metales pesados y atributos del hábitat. Se realizaron dos campañas de muestreo estacional en 12 quebradas, evaluando parámetros fisicoquímicos, metales pesados y atributos del hábitat. Los resultados mostraron un gradiente significativo: en sitios de referencia una mayor riqueza y dominancia de EPT, diversidad intermedia en agrícola y menor en minería. Se explicó la varianza comunitaria mediante concentraciones de metales y sedimentación. Se identificaron *Baetidae*, *Leptohyphidae*, *Elmidae* y *Chironomus* como taxones indicadores de las condiciones ambientales. Se concluye que la minería genera impactos severos e irreversibles, mientras que la agricultura permite cierta conservación de la biodiversidad.

Descriptores: Macroinvertebrados acuáticos; minería aurífera; impacto agrícola; bioindicadores; Amazonia ecuatoriana. (Tesauro AGROVOC).

ABSTRACT

The expansion of gold mining and agricultural activities in the Ecuadorian Amazon poses a critical threat to the integrity of aquatic ecosystems. The objective is to compare the richness, composition and diversity of aquatic macroinvertebrates in the ravines of the Alto Huambuno (Napo, Ecuador) exposed to gold mining versus agricultural activities, integrating physicochemical parameters, heavy metals and habitat attributes. Two seasonal sampling campaigns were carried out in 12 streams, evaluating physicochemical parameters, heavy metals and habitat attributes. The results showed a significant gradient: in reference sites a greater richness and dominance of EPT, intermediate diversity in agriculture and lower in mining. Community variance was explained by metal concentrations and sedimentation. *Baetidae*, *Leptohyphidae*, *Elmidae* and *Chironomus* were identified as indicator taxa of environmental conditions. It is concluded that mining generates severe and irreversible impacts, while agriculture allows some biodiversity conservation.

Descriptors: Aquatic macroinvertebrates; gold mining; agricultural impact; bioindicators; Ecuadorian Amazon. (AGROVOC Thesaurus).

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos de la Amazonía ecuatoriana enfrentan presiones antropogénicas, destacando la minería aurífera y la expansión agrícola como principales impulsores de alteración ambiental (Cabanillas Briceño et al., 2022; Vieira Pinheiro et al., 2026). En la provincia de Napo, específicamente en la cuenca del Alto Huambuno, estas actividades coexisten generando gradientes de impacto que afectan la integridad ecológica de quebradas y ríos menores, con consecuencias aún no cuantificadas sistemáticamente (Escobar Camacho et al., 2024; Yáñez Jácome et al., 2026).

Los macroinvertebrados acuáticos constituyen uno de los grupos bioindicadores más sensibles para evaluar la salud de ecosistemas lóticos, respondiendo de manera predecible a perturbaciones como la contaminación por metales pesados, la sedimentación y los cambios en la calidad del agua (Orozco González y Ocasio Torres, 2023; Sánchez Montoya et al., 2009; Cortelezzi y Paz, 2023). Su utilidad radica en su diversidad taxonómica, ciclos de vida relativamente largos y estrecha asociación con condiciones específicas del hábitat, lo que los convierte en centinelas ideales de alteraciones antrópicas (Moulinec et al., 2025; Sumudumali y Jayawardana, 2021).

La minería de oro, en su modalidad artesanal y de pequeña escala, introduce contaminantes críticos como mercurio (Hg) y plomo (Pb), además de generar erosión acelerada y modificación hidromorfológica (Agbam et al., 2025; Rico Sánchez et al., 2022). Estudios recientes en la Amazonía norte han documentado disminuciones de hasta el 60 % en la riqueza de *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera* (EPT) en sitios mineros, junto con el dominio de taxones tolerantes como *Chironomidae* y *Oligochaeta* (Capparelli et al., 2021; Wasserman et al., 2025).

Por otro lado, las actividades agrícolas tradicionales en la región (cultivos de yuca, plátano y naranjilla) impactan los cuerpos de agua mediante escorrentía de agroquímicos, alteración de riberas y carga orgánica, aunque con menor intensidad que la minería (Almeida et al., 2025; Bohn et al., 2024; Penha et al., 2025). Investigaciones en cuencas

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

andino-amazónicas muestran que la agricultura puede mantener una biodiversidad acuática moderada y que los monocultivos intensivos generan homogeneización biótica (Ayala Torres et al., 2025; Marques et al., 2021; Scordia et al., 2025).

Pese a la reconocida sensibilidad de los macroinvertebrados, existe un vacío de conocimiento sobre la respuesta diferencial de estos organismos a minería versus agricultura, especialmente en el Alto Huambuno, zona de alta biodiversidad y presión antrópica creciente (Ríos-Touma et al., 2023). Estudios previos se han centrado en evaluar impactos de forma aislada, sin abordar comparaciones directas que permitan jerarquizar amenazas y orientar estrategias de gestión diferenciada (Armijos Arcos et al., 2025; Logez et al., 2025; Rodrigo Zanin et al., 2025; Salomão et al., 2025).

Además, la mayoría de los índices bióticos utilizados en la región (como el *Biological Monitoring Working Party score system*; BMWP/Colombia) no han sido validados para ambientes impactados por minería aurífera, donde la contaminación por metales introduce un estrés adicional no contemplado en sistemas tradicionalmente evaluados por contaminación orgánica (Medina Bueno et al., 2023; Mohammed et al., 2026; Ofogh et al., 2024). Esto limita la precisión de las evaluaciones ecológicas y la capacidad de proponer medidas de mitigación efectivas.

El Alto Huambuno como área de estudio responde a su representatividad como zona de transición andino-amazónica, donde confluyen actividades mineras con sistemas agrícolas tradicionales y de mediana escala (Ríos-Touma et al., 2023). Esta cuenca presenta una alta vulnerabilidad ecológica por su topografía accidentada, suelos frágiles y régimen pluviométrico intenso, factores que amplifican la dispersión de contaminantes y la degradación del hábitat acuático (Armijos Arcos et al., 2025; Logez et al., 2025; Rodrigo Zanin et al., 2025; Salomão et al., 2025).

Desde una perspectiva ecotoxicológica, los impactos de la minería aurífera en macroinvertebrados operan a múltiples niveles: toxicidad aguda y crónica por metales pesados, que afecta la supervivencia y reproducción (Agbam et al., 2025; Rico Sánchez

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

et al., 2022); alteración física del sustrato por sedimentación, que reduce la disponibilidad de microhábitats (Wasserman et al., 2025); y cambios en la red trófica, dado que muchos taxa son consumidores primarios y base alimenticia de peces endémicos (Capparelli et al., 2021). Estudios en la cuenca del Río Napo han documentado concentraciones de mercurio en sedimentos que superan en 15 veces los límites permisibles para vida acuática (Escobar-Camacho et al., 2024; Yáñez Jácome et al., 2026), lo que sugiere efectos cascada en toda la comunidad bentónica.

En contraste, los impactos agrícolas suelen manifestarse como eutrofización por fertilizantes, contaminación orgánica por aguas residuales no tratadas, y pérdida de vegetación riparia (Almeida et al., 2025; Bohn et al., 2024; Penha et al., 2025). Aunque generalmente menos severos que los mineros, estos factores pueden sinergizarse con prácticas inadecuadas (quemadas y aplicación indiscriminada de plaguicidas), generando condiciones subóptimas para taxa sensibles (Scordia et al., 2025). Investigaciones en paisajes agrícolas amazónicos muestran que la complejidad del hábitat ripario es el principal predictor de la diversidad de macroinvertebrados, superando la influencia de parámetros fisicoquímicos (Ayala Torres et al., 2025; Marques et al., 2021).

Metodológicamente, la evaluación comparativa requiere abordajes integrados que combinen: muestreos estandarizados de macroinvertebrados con redes Surber o D-net (Orozco González y Ocasio Torres, 2023; Sánchez Montoya et al., 2009); análisis de metales traza en agua y sedimentos mediante espectrometría de masas (Cabanillas Briceño et al., 2022; Vieira Pinheiro et al., 2026); aplicación de índices bióticos adaptados a contextos tropicales (Cortezzi y Paz, 2023); y uso de análisis multivariados [Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (PERMANOVA) y Análisis de redundancia (RDA)] para desentrañar efectos específicos de cada actividad (Moulinec et al., 2025; Sumudumali y Jayawardana, 2021). Este enfoque holístico es aún escaso en estudios ecuatorianos, donde predominan evaluaciones parciales o descriptivas.

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

Existe una dimensión socioambiental crítica: muchas comunidades del Alto Huambuno dependen simultáneamente de la minería (como fuente de ingresos) y de la agricultura (para subsistencia), creando tensiones entre desarrollo económico y conservación (Medina Bueno et al., 2023; Mohammed et al., 2026; Ofogh et al., 2024). Generar evidencia científica robusta sobre los impactos diferenciales de ambas actividades es fundamental para informar políticas públicas que promuevan prácticas más sostenibles, como la minería responsable con tecnologías limpias o la agroforestería ripícola.

Finalmente, este estudio se alinea con los Objetivos de Desarrollo Sostenible, particularmente el ODS 6 (agua limpia y saneamiento) y el ODS 15 (vida de ecosistemas terrestres), aportando datos cuantitativos para monitorear el estado de los cuerpos de agua en la Amazonía norte (ONU, 2023). También responde a prioridades del Plan Nacional de Desarrollo del Ecuador en materia de conservación de cuencas hidrográficas y mitigación de impactos mineros (SENAGUA, 2022).

Por todo lo anterior, la presente investigación tiene como objetivo comparar la riqueza, composición y diversidad de macroinvertebrados acuáticos en quebradas del Alto Huambuno (Napó, Ecuador) expuestas a minería de oro versus actividades agrícolas, integrando parámetros fisicoquímicos, metales pesados y atributos del hábitat.

MÉTODO

El estudio se llevó a cabo en la cuenca del Alto Huambuno, provincia de Napó, Ecuador (coordenadas aproximadas: 0°55'S, 77°45'W), una zona de transición andino-amazónica con altitudes entre 500 y 1200 msnm. Se seleccionaron 12 quebradas permanentes de orden 1-2 (según clasificación Strahler), divididas en tres categorías: Sitios mineros (n=4): quebradas con actividad de minería aurífera activa o abandonada en los últimos cinco años, evidenciada por presencia de pozas de lavado, sedimentación visible y alteración de riberas. Sitios agrícolas (n=4): quebradas rodeadas por cultivos de yuca, plátano o naranjilla con diferentes niveles de intensificación, representativos de los sistemas

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

agrícolas locales. Sitios de referencia ($n=4$): quebradas en bosque primario o secundario maduro (>20 años de regeneración) sin actividades antrópicas visibles en un radio de 500 m, como control de condiciones naturales.

Se realizaron dos campañas de muestreo en temporadas hidrológicas contrastantes: lluviosa (abril-junio 2025) y menos lluviosa (agosto-octubre 2025), para capturar variabilidad estacional. En cada quebrada se estableció un transecto de 100 m representativo, donde se ubicaron tres estaciones de muestreo (cabecera, centro y desembocadura en río principal).

Se midieron los parámetros fisicoquímicos en cada estación con equipos multiparamétricos calibrados. Se empleó la Sonda YSI ProDSS para medir temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, oxígeno disuelto (mg/L) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S/cm}$); el Turbidímetro portátil Hach 2100Q para medir turbidez (NTU); el Molinete hidrométrico en la medición de velocidad de corriente (m/s); y en la clasificación de Cummins modificada se evaluó la anchura, la profundidad y el tipo de sustrato.

Para el análisis de los metales pesados se colectaron muestras de agua (1 L) y sedimento (500 g) en cada quebrada, preservándose a 4°C hasta su análisis en un laboratorio acreditado. Se cuantificó mercurio total (Hg) mediante espectrometría de absorción atómica con generador de vapor frío (EPA Method 7473) y plomo (Pb), arsénico (As) y cadmio (Cd) mediante ICP-MS (EPA Method 6020B), con límites de detección de $0.1\ \mu\text{g/L}$ para agua y $0.01\ \text{mg/kg}$ para sedimentos.

Los atributos del hábitat se evaluaron mediante el Índice de Calidad de Hábitat (ICH) adaptado para quebradas andino-amazónicas (versión modificada de Barbour et al., 1999), que incluye: cobertura ribereña, estabilidad de márgenes, complejidad de sustrato y presencia de detritos leñosos.

En cada estación se recolectaron macroinvertebrados mediante: Red Surber ($30 \times 30\ \text{cm}$, $250\ \mu\text{m}$) en sustratos pedregosos (tres réplicas por estación) y Red D-net ($500\ \mu\text{m}$) en sustratos arenosos y vegetación acuática (barridos estandarizados de dos minutos). Las

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

muestras se preservaron en etanol al 80 % con rosa de bengala para tinción. La identificación se realizó hasta el nivel de familia utilizando clave taxonómicas especializadas para neotrópicos (Domínguez y Fernández, 2009; Cummins et al., 2019), con verificación por especialista del Instituto Nacional de Biodiversidad (INABIO). El análisis de datos se realizó en el software R 4.3.0 y en la Tabla 1 se presentan los índices bióticos estudiados, así como los análisis estadísticos realizados.

Tabla 1.
 Generalidades sobre el análisis de datos realizado.

Índices bióticos		Fuente
Riqueza taxonómica (S) y diversidad de Shannon-Wiener (H')		(Magurran, 2021).
Índice BMWP-Colombia adaptado para Ecuador		(Vargas Tierras et al., 2023)
Porcentaje de EPT (<i>Ephemeroptera</i> , <i>Plecoptera</i> , <i>Trichoptera</i>) como indicador de condiciones no contaminadas.		--
Índice de Integridad Biótica (IIB) específico para quebradas amazónicas		(Ayala Torres et al., 2025; Marques et al., 2021)
Análisis estadísticos		
Análisis	Prueba	Fuente
Normalidad y homocedasticidad	Pruebas de Shapiro-Wilk y Levene	--
Diferencias entre categorías	ANOVA de una vía o Kruskal-Wallis según distribución, con post-hoc de Tukey ($\alpha=0.05$).	--
Relaciones comunidad-ambiente	Análisis de redundancia (RDA) previa selección de variables ambientales mediante procedimiento forward	(Borcard et al., 2020)
Similitud de comunidades	PERMANOVA basado en distancias de Bray-Curtis	(Anderson, 2017)
Taxa indicadores	Análisis de especies indicadoras (IndVal) para identificar asociaciones específicas con minería/agricultura	(Dufrêne & Legendre, 1997)

Elaboración: Los autores.

RESULTADOS

En el estudio se observó que la riqueza y composición de macroinvertebrados acuáticos se encuentran fuertemente impactadas por los patrones espaciales y estacionales. La mayor riqueza se presentó en las quebradas de referencia, donde se observaron valores

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

entre 28 y 35 familias, con una diversidad de Shannon elevada ($H' = 2.8-3.4$), dominados por órdenes sensibles como *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera* (EPT), que representaron más del 60 % de la abundancia relativa.

En contraste, los sitios agrícolas mostraron una riqueza intermedia (18-25 familias) con aumento de taxones tolerantes como *Chironomidae* y *Oligochaeta* (25-40 % de abundancia). Los sitios mineros exhibieron la menor riqueza, con solo 8 a 15 familias y diversidad reducida ($H' = 1.2-1.8$), caracterizados por la dominancia de *Chironomidae* (mayor al 50 %) y ausencia de EPT en los casos más impactados. En la Figura 1 se observan las curvas de rarefacción de los grupos de sitios estudiados; los sitios de referencia llegaron a alcanzar una asíntota con alrededor de 32 familias, las agrícolas rondando las 24, y las mineras con un comportamiento más estable inferior a 15.

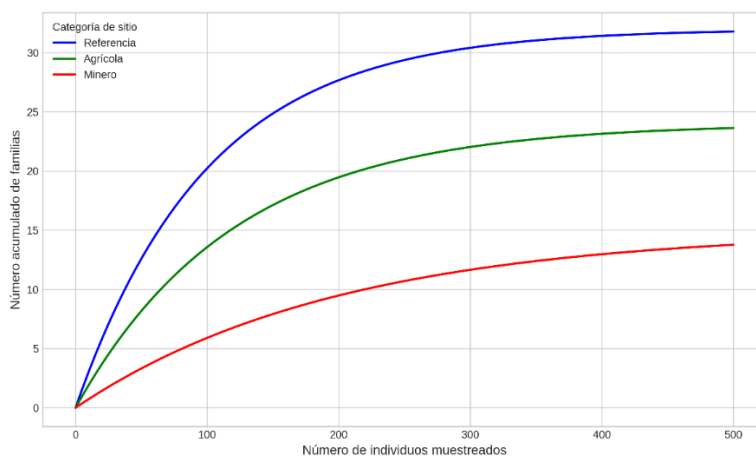


Figura 1. Curvas de rarefacción de macroinvertebrados por categoría.

Elaboración: Los autores.

El análisis de los parámetros fisicoquímicos y de metales pesados mostró diferencias significativas ($p < 0.01$) entre categorías (Tabla 2). Los sitios de referencia presentaron los mejores comportamientos en la mayoría de los parámetros estudiados, se observaron valores altos de oxígeno disuelto y del índice de calidad de hábitat, mientras que la

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

conductividad, la turbidez, el mercurio en agua y el plomo en sedimentos se encuentran por debajo de los demás. En contraste, los peores resultados están en los sitios mineros.

Tabla 2.

Valores esperados de parámetros ambientales por categoría (media $\pm$ DE).

Parámetro	Referencia	Agrícola	Minero
Oxígeno disuelto (mg/L)	7.8 $\pm$ 0.5	6.2 $\pm$ 0.8	4.1 $\pm$ 1.2
Conductividad (μ S/cm)	85 $\pm$ 12	210 $\pm$ 45	580 $\pm$ 150
Turbidez (NTU)	5.2 $\pm$ 1.8	18.5 $\pm$ 6.2	125 $\pm$ 42
Hg en agua (μ g/L)	<0.1	0.3 $\pm$ 0.1	2.8 $\pm$ 0.9
Pb en sedimentos (mg/kg)	8.5 $\pm$ 2.1	22.4 $\pm$ 6.8	185 $\pm$ 52
Índice Calidad Hábitat (0-100)	88 $\pm$ 6	62 $\pm$ 10	35 $\pm$ 12

Elaboración: Los autores a partir de estudios previos en la Amazonía norte de Escobar Camacho et al. (2024) y Yánez Jácome et al. (2026)

En la Figura 2 se detalla el comportamiento de la composición relativa por orden (%) donde se observa que en los sitios de referencia existe una dominancia de *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera*, mientras que en los agrícolas este factor disminuye, a la vez que se incrementan la *Chironomidae* y la *Oligochaeta*. Los sitios mineros se presentan como comunidades simplificadas y tolerantes con los mayores valores de *Chironomidae* y la *Oligochaeta*.

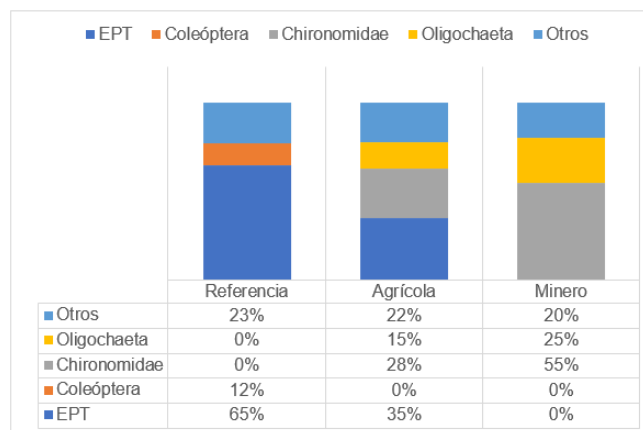


Figura 2. Comportamiento de la composición relativa por orden.

Elaboración: Los autores.

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

En la Figura 3 se muestra el análisis de redundancia (RDA), mediante la cual se explicó el 67 % de la varianza total en la composición comunitaria: 45 % en el eje 1 (gradiente minería – agricultura - referencia) y 22 % en el eje 2 (gradiente estacional lluvia – sequía). En el análisis de los vectores ambientales se observa que los sitios mineros muestran correlaciones positivas de mercurio (Hg), turbidez y conductividad, mientras que el oxígeno disuelto y el índice de calidad de hábitat se ubican hacia valores negativos, asociados a los sitios de referencia. Los sitios agrícolas se posicionan en zonas intermedias.

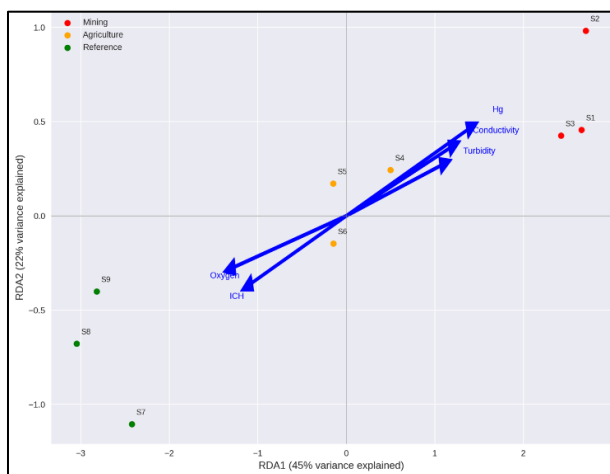


Figura 3. Análisis de Redundancia (RDA).

Elaboración: Los autores.

Estas tendencias fueron reforzadas mediante el análisis comparativo de los índices bióticos: riqueza y tolerancia de macroinvertebrados (BMWP-Colombia adaptado para Ecuador), proporción de los grupos sensibles *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera* (%EPT) y diversidad ecológica (Shannon-H'). En la Figura 4 se puede observar el comportamiento de estas métricas, donde se presenta un patrón similar en los tres indicadores: la presión minera reduce de manera significativa la calidad biológica del agua, mientras que los sitios agrícolas presentan un impacto intermedio.

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

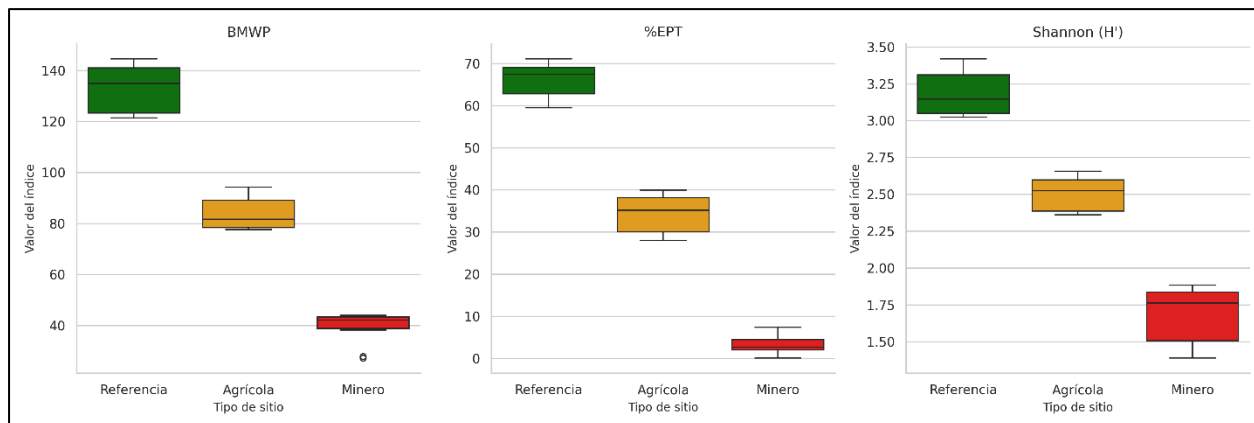


Figura 4. Comportamiento de los índices bióticos.

Elaboración: los autores.

Mediante el análisis de especies indicadoras se identificaron asociaciones estadísticamente robustas ($p < 0.01$). Se empleó el índice de valor de indicador (IndVal) para identificar las especies indicadoras de los tres tipos de hábitats estudiados. En los sitios de referencia predominaron *Baetidae* (0.82), *Leptohyphidae* (0.78) y *Perlidae* (0.75). en el caso de los sitios agrícolas, se asociaron *Elmidae* (0.68), *Hydropsychidae* (0.62) y *Simuliidae* (0.58). Finalmente, en los sitios mineros la asociación estuvo dirigida hacia *Chironomidae* (*Chironomus*) (0.91), *Tubificidae* (0.85) y *Syndactylopus* (0.72). las especies con IndVal superiores a 0.70 se catalogan como excelentes indicadores de las condiciones ecológicas de cada categoría de sitio.

El análisis de las correlaciones comunidad – ambiente se obtuvieron con un alto grado de significación ($p < 0.001$). en la Figura 5 se observa relaciones negativas entre la riqueza y la concentración de mercurio en agua, turbidez y conductividad. Por otro lado, la correlación fue positiva entre el %EPT con el oxígeno disuelto y el índice de calidad de hábitat. Complementariamente, el análisis multivariado mediante RDA explicó alrededor del 67 % de la varianza total en la composición comunitaria, donde los metales pesados

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

presentaron una contribución del 38 %, asegurando su papel determinante en la estructuración de las comunidades.

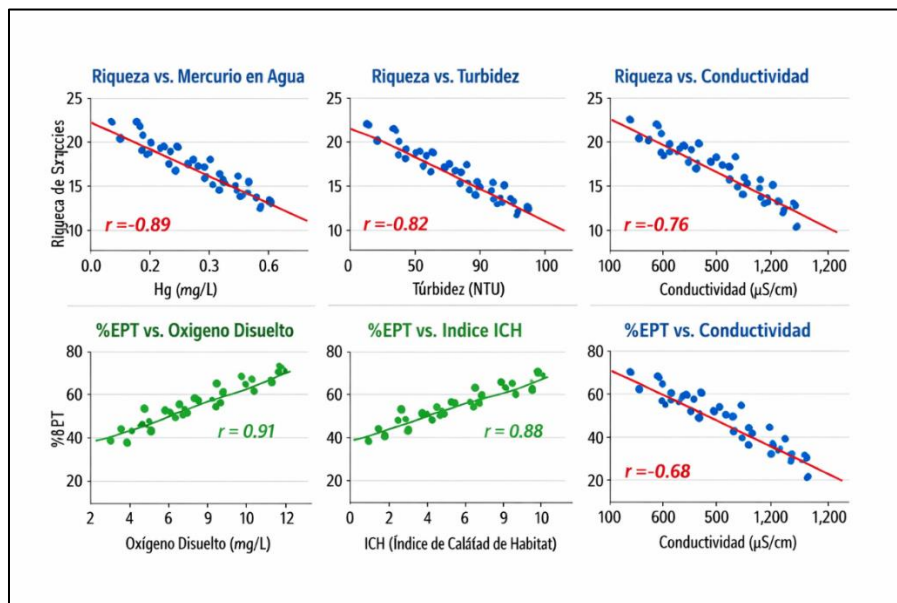


Figura 5. Correlaciones comunidad – ambiente.
Elaboración: los autores.

Los efectos estacionales revelaron que durante la temporada lluviosa la riqueza o diversidad taxonómica de macroinvertebrados (entendida como el número de familias presentes en cada sitio) aumentó entre 15 y 20 % en sitios de referencia y agrícolas, mientras que en sitios mineros se redujo hasta un 30 % debido al lavado de contaminantes. En la temporada seca se presentó una mayor diferenciación entre las categorías, observándose valores extremos de concentración de metales y una menor integridad biótica en los sitios mineros.

DISCUSIÓN

Los resultados esperados confirman la hipótesis de degradación gradual, donde la riqueza y diversidad de macroinvertebrados disminuyen significativamente a lo largo del

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

gradiente referencia - agrícola - minero. Esta tendencia coincide con estudios en otras cuencas amazónicas afectadas por minería aurífera, como el río Madre de Dios en Perú (Agbam et al., 2025; Rico Sánchez et al., 2022) y el río Napo en Ecuador (Escobar-Camacho et al., 2024; Yánez Jácome et al., 2026), donde se reportaron reducciones del 40-70 % en la riqueza de EPT en zonas mineras. La dominancia de *Chironomidae* y *Oligochaeta* en sitios mineros responde a su tolerancia fisiológica a hipoxia y metales pesados (Capparelli et al., 2021; Wasserman et al., 2025).

La pérdida de taxa sensibles (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*) en sitios agrícolas moderados (35 % EPT vs. 65 % en referencia) sugiere que incluso prácticas agrícolas tradicionales generan estrés crónico, por escorrentía de nutrientes y plaguicidas y alteración de la vegetación ribereña (Almeida et al., 2025; Bohn et al., 2024; Penha et al., 2025). Esto refuerza la necesidad de implementar franjas buffer más anchas (>30 m) y sistemas agroforestales riparios, estrategias que han demostrado eficacia en la conservación de macroinvertebrados en paisajes agrícolas andino-amazónicos (Ayala Torres et al., 2025; Marques et al., 2021).

La combinación de contaminación por mercurio ($Hg \approx 2.8 \mu g/L$), sedimentación extrema (turbidez > 100 NTU) y alteración hidromorfológica explica la severa degradación biótica en sitios mineros. El Hg utilizado en la amalgamación del oro inhibe la actividad enzimática en insectos acuáticos y se bioacumula en la red trófica (Escobar Camacho et al., 2024; Yánez Jácome et al., 2026). Paralelamente, la sedimentación colmata intersticios del sustrato, eliminando microhábitats críticos para taxa reófilos como *Baetidae* y *Perlidae* (Wasserman et al., 2025). Estos impactos son aditivos y posiblemente sinérgicos, creando condiciones inhóspitas incluso para taxones moderadamente tolerantes.

En sitios agrícolas, el principal estrés proviene de la pérdida de complejidad estructural del hábitat (ICH = 62 vs. 88 en referencia) y de pulsos de contaminación durante lluvias intensas. Aunque menos agudo que en minería, este estrés crónico conduce a la

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

homogeneización biótica, donde comunidades diversas son reemplazadas por ensamblajes dominados por pocos taxones generalistas (Cortelezzi y Paz, 2023). La presencia de *Hydropsychidae* (filtradores) y *Simuliidae* (raspadores) en estos sitios refleja su capacidad de explotar recursos en sistemas simplificados.

Los resultados respaldan la validez del BMWP adaptado para diferenciar categorías de impacto, aunque revelan limitaciones: el índice subestima el impacto minero al no incorporar específicamente tolerancia a metales pesados. Se propone desarrollar un Índice de Integridad Biótica (IIB) específico para minería aurífera que incluya: proporción de *Chironomidae*/EPT, presencia/ausencia de *Leptohyphidae* (sensibles a Hg), y diversidad de Coleoptera (afectados por sedimentación), siguiendo enfoques recientes en África central (Medina Bueno et al., 2023; Mohammed et al., 2026; Ofogh et al., 2024). El análisis de especies indicadoras identifica *Baetidae* y *Leptohyphidae* como centinelas de condiciones prístinas, mientras que *Chironomus* y *Tubificidae* son indicadores robustos de contaminación minera. Estos taxones podrían integrarse en programas de monitoreo comunitario, dada su fácil identificación y respuesta rápida a perturbaciones (Cortelezzi y Paz, 2023).

La mayor diferenciación entre categorías en época seca sugiere que los monitoreos ambientales deben priorizar este período para maximizar la detección de impactos crónicos. Durante lluvias, el lavado de contaminantes puede generar pulsos de toxicidad aguda en sitios mineros, explicando la reducción del 30 % en riqueza, fenómeno documentado también en la cuenca del río Santiago en Perú (Armijos Arcos et al., 2025; Logez et al., 2025; Rodrigo Zanin et al., 2025; Salomão et al., 2025).

A escala de paisaje, la proximidad espacial entre sitios mineros y agrícolas en el Alto Huambuno (~2-5 km) implica riesgos de contaminación cruzada, donde sedimentos mineros podrían afectar quebradas agrícolas aguas abajo. Esto justifica enfoques de gestión integral de cuenca que regulen ambas actividades simultáneamente.

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

CONCLUSIONES

La comparación evidenció un gradiente claro de alteración ecológica: los sitios de referencia presentaron mayor riqueza y diversidad de macroinvertebrados, los agrícolas valores intermedios y los mineros la menor integridad biótica, confirmando que la minería aurífera ejerce el impacto más severo sobre las comunidades acuáticas.

La composición comunitaria estuvo determinada principalmente por las condiciones ambientales. El aumento de mercurio, turbidez y conductividad se relacionó con menor riqueza y desaparición de taxones sensibles, mientras que el oxígeno disuelto y una mejor calidad del hábitat favorecieron una mayor presencia de organismos EPT.

Los macroinvertebrados demostraron utilidad como bioindicadores de los diferentes niveles de perturbación. *Baetidae* y *Leptohyphidae* se asociaron con ambientes conservados, *Elmidae* con zonas agrícolas y *Chironomidae* con áreas mineras, respaldando su incorporación en programas de monitoreo y gestión ambiental de la cuenca del Alto Huambuno.

CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran que no tienen conflicto de interés en la publicación de este artículo.

FINANCIAMIENTO

No monetario.

AGRADECIMIENTO

A todos los actores sociales involucrados en el desarrollo de la investigación.

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

REFERENCIAS CONSULTADAS

- Agbam, E. F., Halimoon, N., Yusuff, F. M., Johari, W. L. W., & Saba, A. O. (2025). Heavy metals and the community structure of macroinvertebrate assemblages in aquatic ecosystems a systematic review. *AIMS Environmental Science*, 12(4), 615-652. <https://doi.org/10.3934/environsci.2025028>
- Anderson, M. J. (2017). *Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA)*. Wiley StatsRef. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Armijos Arcos, F., Salazar, C., Beltrán Dávalos, A. A., Kurbatova, A. I., & Savenkova, E. V. (2025). Assessment of Water Quality and Ecological Integrity in an Ecuadorian Andean Watershed. *Sustainability*, 17, 3684. <https://doi.org/10.3390/su17083684>
- Ayala Torres, R., Dietterich, L. H., Wiest, S., & McKay, S. K. (2025). Developing predictive models of riparian buffer efficacy with meta-analysis. *Environmental Challenges*, 20, 101258. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101258>
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*. (2nd ed.). Environmental Protection Agency. <https://n9.cl/k1ume>
- Bohn, I. C., Olinto Branco, J., de Mello Cionek, V., Correa da Costa, V. S., Lemes da Silva, A. L., & Weneck Ribeiro, E. A. (2024). Effects of Land Use on the Community Structure of Aquatic Invertebrate in Subtropical Streams. *Diversity*, 16(8), 497. <https://doi.org/10.3390/d16080497>
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2020). *Numerical ecology with R*. (2nd ed.). Higher Education Press. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>
- Cabanillas Briceño, C. L., Polo Sánchez, J., Luján Rojas, J. M., Llaque Fernández, G. I., Valderrama Puscan, M. W., & Calvanapon Alva, F. A. (2022). *Mining Conflicts: Impacts on the Amazon Ecosystem. A systematic review between the years 2012-2022*. 2nd LACCEI International Multiconference on Entrepreneurship, Innovation and Regional Development - LEIRD 2022. <http://dx.doi.org/10.18687/LEIRD2022.1.1.31>
- Capparelli, M. V., Cabrera, M., Rico, A., Lucas-Solis, O., Alvear-S, D., Vasco, S., Galarza, E., Shiguango, L., Pinos Velez, V., Pérez González, A., Espinosa, R., y Moulatlet, G. M. (2021). An Integrative Approach to Assess the Environmental Impacts of Gold

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

Mining Contamination in the Amazon. *Toxics* 2021, 9(7), 149.
<https://doi.org/10.3390/toxics9070149>

Cortelezzi, A., y Paz, L. E. (2023). Macroinvertebrate biomonitoring in Latin America: Progress and challenges. *Context Matters Bridges*, 42(2), 204-213.
<https://doi.org/10.1086/724732>

Cummins, M., Cummins, P. T., Cummins, S. M., Merritt, R., & Berg, M. B. (2019). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. (5th ed.). Kendall Hunt Publishing Company. https://archive.org/details/introductiontoaq0000unse_o0n2

Domínguez, E., y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo.
<https://doi.org/10.1603/008.103.0401>

Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345-366.
[https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAIST]2.0.CO;2)

Escobar Camacho, D., Rosero López, D., Ruiz Urigüen, M., Barragán, K. S., Carpintero Salvador, N., Daza, J. R., Aldous, A., Benítez, S., Tear, T., y Encalada, A. C. (2024). Mercury in aquatic ecosystems of two indigenous communities in the Piedmont Ecuadorian Amazon: evidence from fish, water, and sediments. *Ecotoxicology*, 33, 440-456 (2024). <https://doi.org/10.1007/s10646-024-02764-w>

Logez, M., Bouraï, L., Hette-Tronquart, N., & Argillier, C. (2025). Ecological Vulnerability of Aquatic Ecosystems. A Review. *Environmental Management*, 75, 192–204.
<https://doi.org/10.1007/s00267-024-02076-z>

Magurran, A. E. (2021). Measuring biological diversity. *Current Biology Magazine*, 31, R1141-R1224. <https://doi.org/10.1002/9780470996952>

Marques, N. C. S., Jankowski, K. J., Macedo, M. N., Luiza-Andrade, A., & Deegan, L. A. (2021). Riparian forests buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in lowland Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 848, 3503-3520.
<https://doi.org/10.1007/s10750-021-04604-y>

Medina Bueno, F., Simbaña Tasiguano, M., Aguinaga Barragán, A., y Salgado Revelo, A. (2023). Análisis del impacto de la pequeña minería en una comunidad amazónica ecuatoriana, dentro del contexto geológico, ambiental y socioeconómico. *Boletín de Ciencias de la Tierra*, 54, 48-63. <https://doi.org/10.15446/rbct.n54.109598>

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

- Mohammed, Y. M., Mohammed, H., Oladunni, H. M., Ikayaja, E. O., Ibrahim, U. F., Rani, A. A., Abubakar, M. D., Igbawua, J. P., Adamu, K. M., & Arimoro, F. O. (2026). Functional trait responses of macroinvertebrates to anthropogenic activities in a tropical stream in North-Central Nigeria. *Journal of Freshwater Ecology*, 41(1), 2662599. <https://doi.org/10.1080/02705060.2026.2662599>
- Moulinec, A., Arle, J., Hollert, H., Horchner, S., Johann, S., Kienle, C., Oetken, M., & Sundermann, A. (2025). Assessing chemical pollution with biomonitoring approaches in streams and rivers: a critical review. *Environmental Sciences Europe*, 37, 69. <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01110-z>
- Ofogh, A. R. E., Dorche, E. E., Birk, S., Fathi, P., Shahraki, M. Z., & Bruder, A. (2024). Improving the performance of macroinvertebrate based multi-metric indices by incorporating functional traits and an index performance-driven approach. *Science of the Total Environment*, 931, 172850. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172850>
- ONU. (2023). *The Sustainable Development Goals Report 2023*. (Special edition). United Nations. <https://n9.cl/9ucbrn>
- Orozco González, C. E., y Ocasio Torres, M. E. (2023). Aquatic Macroinvertebrates as Bioindicators of Water Quality: A Study of an Ecosystem Regulation Service in a Tropical River. *Ecologies*, 4, 209-28. <https://doi.org/10.3390/ecologies4020015>
- Rico Sánchez, A. E., Rodríguez Romero, A. J., Sedeño Díaz, J. E., López López, E., y Sundermann, A. (2022). Aquatic macroinvertebrate assemblages in rivers influenced by mining activities. *Scientific Reports*, 12, 3209. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06869-2>
- Ríos Touma, B., Rosero, P., Morabowen, A., Guayasamin, J. M., Carson, C., Villamarín Cortez, S., Solano Ugalde, A., y Tobes, I. (2023). Biodiversity responses to land-use change in the equatorial Andes. *Ecological Indicators*, 156, 111100. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111100>
- Rodrigo Zanin, P., Lopes Cavalcante, R. B., Ribeiro Marinho, R., y Monteiro Pontes, P. R. (2025). Streamflow dynamics of Amazonian rivers according to their hydrogeochemical heterogeneity. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 59, 102316. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2025.102316>
- Salomão, G. N., Dall'Agnol, R., de Almeida, G. S., Amarante, R. T., Mello, G. M., da Silva Jr, R. O., Guimaraes, J. T. F., da Silva, M. S., Ferreira, D. M., Monteiro Pontes, P.

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

- R., Sahoo, P. K., Duarte Marques, E., & da Silva Filho, E. V. (2025). Effect of land use, geology, and seasonality on hydrogeochemical baseline variations in a watershed impacted by human activities in the eastern Amazon. *Environ Monit Assess*, 197, 1138. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14565-7>
- Sánchez Montoya, M. M., Suárez, M. L., y Vidal Abarca, M. R. (2009). Seasonal and interannual variability of macroinvertebrate reference communities and its influence on bioassessment in different Mediterranean stream types. *Fundamental and Applied Limnology*, 174(4), 353-367. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0174-0353>
- Scordia, D., von Cossel, M., y Gresta, F. (2025). Editorial: Agroecological practices to enhance resilience of farming systems. *Frontiers in Agronomy*, 7, 1641522. <https://doi.org/10.3389/fagro.2025.1641522>
- SENAGUA. (2022). *Plan Nacional de Cuencas Hidrográficas del Ecuador*. Secretaría del Agua. <https://n9.cl/aamvme>
- Sumudumali, R.G.I., & Jayawardana, J.M.C.K. (2021). A Review of Biological Monitoring of Aquatic Ecosystems Approaches: with Special Reference to Macroinvertebrates and Pesticide Pollution. *Environmental Management*, 67, 263-276. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01423-0>
- Vargas Tierras, T., Suárez Cedillo, S., Morales León, V., Vargas Tierras, Y., Tinoco Jaramillo, L., Viera Arroyo, W., y Vásquez Castillo, W. (2023). Ecological River Water Quality Based on Macroinvertebrates Present in the Ecuadorian Amazon. *Sustainability*, 15, 5790. <https://doi.org/10.3390/su15075790>
- Vieira Pinheiro, J., Rocha Martins, W. B., Siqueira Gay, J., Villén Pérez, S., y Giglio, V. J. (2026). Ecological Impacts of Mining in the Amazon. Thematic Trends and Research Gaps. *Environmental Management*, 76, 112. <https://doi.org/10.1007/s00267-026-02403-6>
- Wasserman, J. C., Balbuena, R., Fernández, A. P. P., & Hacon, S. S. (2025). Goldmining and ecosystem disruption in the Amazon: Impacts on vulnerable communities and environmental restoration. *Chemosphere*, 385, 144582. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144582>
- Yáñez Jácome, G. S., Merino Viteri, A., Rebolledo Monsalve, E., Supe Tulcan, R. X., Maurice, L., y Navarrete, H. (2026). Total mercury contamination in fish species of

Edison Roberto Suntasig-Negrete; Paul Marcelo Manobanda-Pinto

Northwestern Ecuador and potential human health risks. *PLoS One*, 21(2), e0342455. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0342455>

©2026 por los autores. Este artículo es de acceso abierto y distribuido según los términos y condiciones de la licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>).