

<https://doi.org/10.15517/z404jw80>

Variación temporal de la diversidad de macroinvertebrados en una microcuenca altoandina en el trópico sudamericano

Carlos Enrique Carrera-Reyes^{2, 3};  <https://orcid.org/0000-0001-8411-8855>

Alisson Pérez¹;  <https://orcid.org/0000-0002-3124-4601>

Alexis Morales-Umaquiza¹;  <https://orcid.org/0009-0000-1297-1726>

Hilary Vásquez¹;  <https://orcid.org/0009-0007-7084-8006>

María Lorena Zambrano-Navarrete¹;  <https://orcid.org/0009-0006-7188-2487>

Juan F. Rivadeneira^{1*};  <https://orcid.org/0000-0002-3293-8381>

1. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Central del Ecuador, Numa Pompilio Llona y Yahuachi, Quito, Ecuador; aaperezc@uce.edu.ec, admoralesu@uce.edu.ec, hyvasquez@uce.edu.ec, mlzambrano@uce.edu.ec, jfrivadeneira@uce.edu.ec (*Correspondencia)
2. Facultad de Ciencias Médicas, Universidad Central del Ecuador, Quito, Pichincha; cecarrerar@uce.edu.ec; carrera-carlos@hotmail.com
3. Instituto Nacional de Biodiversidad (INABIO), Quito, Ecuador.

Recibido 02-VII-2025. Corregido 18-II-2026. Aceptado 23-V-2026.

ABSTRACT

Temporal variation of macroinvertebrate diversity in a high Andean microbasin in the South American tropics

Introduction: The study examines the aquatic biodiversity of macroinvertebrates in the Alambi River, in Ecuador and analyzes how human intervention has influenced the physico-chemical composition of the water and macroinvertebrate communities among 2000 and 2021.

Methods: Physical and chemical data were collected, and pH, conductivity, dissolved oxygen, dissolved solids, and temperature were measured. The macroinvertebrates were obtained by means of “Surber”, “D” and “kick” type nets. Three indices were used: BMWP, (Biological Monitoring Working Party), ABI (Andean Biotic Index) and (EPT) (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera). Cluster analysis, principal components and canonical analyses were also performed.

Results: Taxonomic diversity increased significantly between 2000 and 2021, with an increase in the entire group of taxa. Diversity indices varied similarly between years, Simpson from 0.82 to 0.89 in 2000 versus 0.74 to 0.85 in 2021. Shannon in 2000 (2.20 to 2.45) and in 2021 (1.93-2.47). The completeness of the sampling was similar in both years, 81 vs 77 %, respectively. The structure of the macroinvertebrate community was more heterogeneous overall in 2021. There is a change in the sequential pattern in the turnover of communities in the direction of flow, which varies in 2021. The width of the river decreased in 2021. The average speed of the river also decreased from 1.12 m/s in 2000 to 0.52 m/s in 2021. The pH of the water increased slightly (7.8 to 8.1). Dissolved oxygen increased significantly from 66 % to 80 %. Conductivity and dissolved solids increased at all stations in 2021. The physico-chemical variables varied in their importance over the years, the most relevant being dissolved oxygen, total solids, and altitude, associated with good quality indicator families. The quality indicators in general demonstrated good watershed quality maintained over time, despite changes in both land use and human population growth.



Conclusion: The Alambi basin has important changes in the composition and structure of aquatic invertebrate communities, however, it generally maintains good physical, chemical and biotic conditions that support the processes for maintaining the integrity of the basin.

Key words: bioindication; macrobenthos biodiversity; temporal variation; basin analysis.

RESUMEN

Introducción: El estudio examina la biodiversidad acuática de macroinvertebrados en el río Alambi, en Ecuador y se analiza cómo la intervención humana ha influido en la composición físico-química del agua y en las comunidades de macroinvertebrados entre 2000 y 2021.

Métodos: Se recolectaron datos físicos y químicos, se midieron pH, conductividad, oxígeno disuelto, sólidos disueltos y temperatura. Los macroinvertebrados se obtuvieron mediante redes tipo “Surber”, “D” y “patada”. Se utilizaron tres índices: BMWP, ABI y EPT, se realizó además análisis de conglomerados, componentes principales y canónicos.

Resultados: La diversidad taxonómica aumentó de manera importante entre los años 2000 y 2021, con un incremento en el grupo total de taxones. Los índices de diversidad variaron de manera similar entre ambos años, Simpson de 0.82 a 0.89 en el 2000 versus 0.74 a 0.85 en el 2021. Shannon en 2000 de 2.20 a 2.45 en relación con 1.93 a 2.47 en el 2021. La completitud del muestreo fue similar en ambos años 81 y 77 %, respectivamente. La estructura de la comunidad de macroinvertebrados fue más heterogénea en el 2021. Hay un cambio del patrón secuencial en el recambio de las comunidades en la dirección del caudal, que varía en el 2021. El ancho del río disminuyó en 2021. La velocidad promedio del río también disminuyó de 1.12 m/s en 2000 a 0.52 m/s en 2021. El pH del agua aumentó ligeramente (7.8 a 8.1). El oxígeno disuelto se incrementó significativamente de 66 % a 80 %. La conductividad eléctrica y sólidos disueltos aumentaron en todas las estaciones en el 2021. Las variables físico-químicas variaron en su importancia con los años, siendo las más relevantes el oxígeno disuelto, los sólidos totales, y la altitud, asociados a familias indicadoras de buena calidad. Los indicadores de calidad en general demostraron buena calidad del agua de la cuenca mantenida a lo largo del tiempo, a pesar de los cambios tanto en el uso de la tierra como del crecimiento de las poblaciones humanas.

Conclusión: La cuenca de Alambi exhibe cambios significativos en la estructura de las comunidades de invertebrados acuáticos, sin embargo, generalmente existen buenas condiciones físicas, químicas y bióticas que mantienen la integridad de la cuenca.

Palabras clave: bioindicación; biodiversidad macrobentos; variación temporal; análisis de cuenca.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de agua dulce presentan diferentes tipos de perturbación, en las últimas décadas los efectos antrópicos como el cambio en el uso del suelo y actividades de extracción asociadas, han afectado considerablemente a la biodiversidad acuática (Bennett, 2004; García et al., 2005). Estas afectaciones han cambiado el flujo de energía y la disponibilidad de recursos dando como resultado la fragmentación del hábitat y modificación de los ecosistemas, por la expansión de la frontera agrícola y la ganadería intensiva (Benites, 2007).

Por otro lado, las descargas de aguas residuales industriales, el uso de pesticidas y fertilizantes, y la construcción de infraestructura urbana, han alterado las características naturales

de los ríos, afectando a diversas comunidades biológicas, especialmente a los macroinvertebrados acuáticos (Moya et al., 2009; Murillo-Montoya et al., 2018). Entre las que se incluyen a diversos filos como Arthropoda, Mollusca y Annelida, que desempeñan un papel crucial en las redes tróficas acuáticas y son sensibles a los cambios ambientales, lo que los convierte en bioindicadores efectivos de la calidad del agua (Endara, 2012).

Los ríos andinos se caracterizan por presentar drenajes rápidos bien oxigenados, hábitats apropiados para los macroinvertebrados acuáticos los cuales son unos excelentes bioindicadores de calidad del agua (Carrera & Fierro, 2001). El río Alambi forma una microcuenca que se origina en las estribaciones andinas en la zona alta de la cuenca del río Esmeraldas,

cuerpo de agua que se encuentra al Norte de Ecuador, que incluye zonas urbanas importantes como la ciudad de Quito y las provincias de Imbabura, Pichincha, Cotopaxi, Santo Domingo de los Tsáchilas, Esmeraldas y Manabí. Los 21 553 km² representan el 17.49 % del área total de las cuencas que drenan al océano Pacífico (Ministerio del Ambiente, 2002).

Los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos en los Andes van a variar en el gradiente altitudinal debido principalmente al descenso del oxígeno disuelto y a la elevación de la temperatura. Jacobsen et al. (2003) mencionan que a nivel de mesohábitat los factores ambientales, como el tipo de flujo y el sustrato, determinarán la heterogeneidad en su distribución (Ríos-Touma et al., 2011, González-Trujillo, 2019; Silva et al., 2014).

De esta forma, la presente investigación se planteó los siguientes objetivos: 1) Analizar los cambios temporales en la diversidad de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de la microcuenca altoandina Alambi en los años 2000 y 2021, así como 2) analizar la composición fisicoquímica del cuerpo de agua y 3) su relación con las comunidades de macroinvertebrados en la microcuenca del río Alambi, con muestras antes y después de zonas pobladas. De esta forma, el análisis incluyó una comparación detallada de las localidades de muestreo en ambas temporalidades, considerando variaciones en la temperatura ambiental y los valores de precipitación anual.

MATERIALES Y MÉTODOS

Metodología de campo: Las muestras de macroinvertebrados de la microcuenca Alambi se obtuvieron en un solo muestreo entre septiembre y diciembre del 2021, en ocho estaciones de muestreo tomando como referencia las localidades visitadas en el 2000 por Giacometti y Bersosa (2006) como: Nono, Tandayapa, Nanegalito, Nanegal. De la misma forma se tomaron muestras antes y después de las zonas pobladas y se denominaron: Nono Antes (Nono_Ant), Nono después (Nono_Desp), Tandayapa antes (Tandayapa_Ant), Tandayapa

después (Tandayapa_Desp), Nanegalito antes (Nanegalito_Ant), Nanegalito después (Nanegalito_Desp), Nanegal antes (Nanegal_Ant) y Nanegal después (Nanegal_Desp) (MSF1).

En cada estación se obtuvieron datos de las variables físicas y químicas de los cuerpos de agua que pueden cambiar por el grado de intervención antrópica (Ramírez & Gutierrez-Fonseca, 2014). Para cuantificar dichas variables utilizamos un medidor multiparámetro marca HANNA modelo HI 98 194, para registrar en cada punto de muestreo datos de: pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto tanto en porcentaje (% DO) como en mg/LDO, total de sólidos disueltos y temperatura (MST1). Para el registro de las variables físicas se utilizó una cinta métrica para medir el ancho y profundidad del río y la velocidad del caudal se midió con un caudalímetro.

Recolección y transporte de macroinvertebrados: Para obtener las muestras de macroinvertebrados acuáticos, se utilizaron tres métodos: el primero consistió en el uso de una red tipo “surber”, aplicada diez veces en cada punto, lavando el sustrato rocoso por tres minutos cada vez (Roldán, 1996). En segundo lugar, se utilizó una red tipo “D” en zonas lentas de acumulación de agua, se sumergió manualmente tres veces para recolectar especímenes de poza y sustrato arenoso del fondo. Finalmente, se usó una red de tipo “pateo”, que se sumergió y arrastró por 10 m, se realizó la remoción del sustrato en las zonas rápidas pedregosas (Ometo et al., 2000).

Las muestras fueron fijadas en etanol al 96 % en campo, transportadas en bolsas plásticas al laboratorio, en donde fueron purificadas y conservadas en etanol al 70 %. Para la visualización de los especímenes se utilizó un estereomicroscopio Boeco con lente de 0.7X a 4.5X. Los especímenes fueron clasificados taxonómicamente hasta el nivel de familia o género con ayuda de guías de identificación específicas (Roldán, 1996; Domínguez & Fernández, 2009; González et al., 2019) y se almacenaron en tubos plásticos de 5 ml o 10 ml según su género.



Evaluación de la calidad del agua: Para determinar la calidad del agua, se utilizaron tres índices: el Biological Monitoring Working Party (BMWP) que es un índice cualitativo basado en la presencia o ausencia de ciertas familias de macroinvertebrados en función a su capacidad de resistencia y resiliencia a los disturbios de tipo antrópico (Rosas-Acevedo et al., 2014), el Índice Biológico Andino (ABI), que está adaptado del BMWP y se utiliza en ríos altoandinos con familias presentes a altitudes por encima de los 2 000 m.s.n.m. (Acosta et al., 2009; Meneses-Campo et al., 2019), y complementando a los índices anteriores, el índice Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT) que es cuantitativo y se basa en el porcentaje de órdenes indicadores de buena calidad de agua en relación con el total de la riqueza obtenida, permitiendo una caracterización más profunda del estado de conservación del cauce del río (Carrera & Fierro, 2001).

Los resultados encontrados fueron comparados cualitativamente con los análisis del muestreo en el 2000, cuyo índice de calidad biológica BMWP empleó la escala de severidad de Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor (1996), que contempla un rango de < 15 a > 150 , de acuerdo con la sensibilidad de los organismos frente a la contaminación (Giacometti & Bersosa, 2006).

Análisis estadístico: En el presente estudio se aplicaron análisis estadísticos para evaluar la diversidad y la influencia de la calidad del agua sobre esta. Para cuantificar la diversidad alfa de las comunidades, se calcularon índices de diversidad como Simpson, Shannon, Chao1 y la equitatividad de Pielou (J), que proporcionan información sobre la riqueza y equidad de las comunidades de macroinvertebrados, respectivamente (Almeida et al., 2022). Mientras que para el análisis de la diversidad beta se utilizó el análisis de conglomerados basado en el índice de Bray-Curtis para identificar similitudes y diferencias en la composición de las comunidades de macroinvertebrados en el 2000 y el 2021, este índice es apropiado para datos de abundancia y presencia/ausencia. Para la elaboración del clúster, se utilizó el método

de grupos de pares no ponderados con media aritmética (UPGMA) para agrupar las estaciones según su similitud en composición. Bray-Curtis calcula la distancia promedio entre todos los pares de elementos en los dos grupos que se van ordenando, lo que permite una agrupación equilibrada y representativa. Además, para validar las agrupaciones se aplicó una prueba de coeficiente de correlación con un bootstrap basado en 1 000 réplicas, obteniendo un valor de significancia. De esta forma, se visualizan los cambios en la estructura de las comunidades a lo largo del río, además de identificar patrones secuenciales en la distribución de los macroinvertebrados (Rodríguez et al., 2021).

En cuanto a la descripción de los ecosistemas acuáticos a lo largo del río Alambi, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para explorar la relación entre las variables fisicoquímicas con las estaciones de muestreo. Complementariamente se aplicó el análisis canónico para evaluar la relación entre las estaciones, las variables ambientales y las comunidades de macroinvertebrados, permitiendo determinar cómo las variaciones en las condiciones del hábitat afectan la composición de las comunidades biológicas (Martínez-Sanz et al., 2021) y cuáles variables tienen mayor influencia (Espinoza et al., 2023).

Finalmente, se compararon los índices biológicos del 2000 y el 2021 para determinar cambios en la diversidad taxonómica y la abundancia de macroinvertebrados, lo que permite una evaluación integral de la biodiversidad y la calidad del agua en la microcuenca del río Alambi (Sierra-Rojas et al., 2019). Para la aplicación de los distintos análisis mencionados se utilizó el software PAST 4.10 (Hammer et al., 2001).

RESULTADOS

Diversidad taxonómica de la microcuenca del Alambi: En el estudio del río Alambi del 2000, se identificaron: un filo, tres clases, diez órdenes, 30 familias y 37 géneros (MSF2), con un total de 2 335 individuos (MST2). El 96 % de la diversidad está distribuida en cuatro órdenes: Ephemeroptera con 53 % (1 227), Trichoptera

con 17 % (400), Diptera con 16 % (375) y el 10 % pertenecen a Coleoptera (231), el 4 % restante pertenece a Plecoptera, Megaloptera, Lepidoptera, Acari, Amphipoda.

En el estudio del 2021, se registró 4 134 individuos distribuidos en tres filos, cuatro clases, doce órdenes, 39 familias, y 76 géneros (MSF2). El 82 % de la abundancia total se distribuye en tres órdenes Ephemeroptera con 41% (1 680), Trichoptera con 24 % (1 002), Diptera con 696 individuos (17 %), Plecoptera con 244 (6 %), Coleoptera con 204 (5 %), y Amphipoda con 187 (4 %), mientras que el 3 % restante está distribuido en Hemiptera, Megaloptera, Odonata, Lepidoptera, Oligocheta y Tricladida.

En cuanto a la diversidad general se evidenció un aumento de la diversidad del 2000 (Shannon: 2.56) al 2021 (Shannon: 2.83), en ambos casos corresponde a una diversidad media-alta (según la escala de Magurran 2004: 1.6 - 3.0 = media; > 3.1 = alta). Por otro lado, la equitatividad entre el 2000 y 2021 (J: 0.6543 y J: 0.7081, respectivamente) sugiere que no existe una especie que sobresalga en ninguno de los periodos de muestreo, es decir se observa una distribución moderadamente equitativa donde algunas especies pueden ser más abundantes, pero no dominan fuertemente. Sin embargo, se evidencia principalmente un aumento de diversidad en el orden díptera pasando de 12 a 19 géneros, donde la familia Chironomidae en el primer muestreo apenas cuenta con un morfo indeterminado y en la actualización de este estudio se registró cinco géneros.

Comparación de la riqueza y abundancia de grupos taxonómicos por punto de muestro del río Alambi 2000 y 2021: El muestreo del 2021 presentó un mayor número de órdenes, familias y géneros además de una abundancia mayor. A nivel de órdenes en el 2000, el punto Nono_Despa presenta solo el 30 % de los órdenes registrados mientras que los demás puntos presentan más del 60 %. En el 2021 todos los puntos presentan más del 50 % de los órdenes consistentemente. La reducción más considerable se da en Nanegal_Ant de 80 a 58 % en el 2000 y 2021 correspondientemente.

A nivel de familia, en el 2000, Nono_Despa presentó el menor porcentaje de diversidad con 33 % en el 2000 con un aumento al 49 % en el 2021. Nanegal_Ant por otro lado tiene el mayor porcentaje de diversidad con 73 % en el 2000 y una disminución al 33 % en el 2021.

A nivel de género, en el 2000 el punto de Nanegal_Ant tiene la mayor representación con 62 % mientras que la menor se presentó en Nono_Despa con 27 %. Para el caso del 2021, es Nanegal_Despa que presenta la mayor cantidad de géneros con 61 % y la menor se registró en Tandayapa_Despa con 13 %.

Respecto a la abundancia en el 2000, las localidades de Nono y Tandayapa concentran solo el 18 % de los individuos encontrados en total, mientras Nanegalito y Nanegal presentan el 45 % y 37 % respectivamente. En el 2021 esto cambia ya que es la localidad de Nono que presenta el 46 %, seguido de Nanegal con 43 %, Tandayapa 6 % y Nanegalito 5 %. De esta manera observamos que Tandayapa mantiene poca abundancia y que Nono pasa solo de tener 5 % en el 2000 a 46 % en el 2021.

En la figura MSF3, se presenta la estructura de la comunidad de macroinvertebrados tanto en el 2000 como el 2021, la figura muestra 14 de las 39 familias reportadas en ambos estudios. Estas familias tuvieron más de 25 individuos. Se observa un cambio considerable en la abundancia y diversidad de las familias entre los puntos y los años de muestreo.

La localidad de Nanegal en el 2000, reporta cinco familias, mientras que en el 2021 son nueve familias, con presencia de las familias Blephariceridae, Chironomidae, Perlidae y Simuliidae que no se registraron antes. Nanegalito en el 2000 reporta nueve familias, mientras que, en el 2021, solo estuvo presente una familia, Leptohyphidae, evidenciando un cambio considerable. En Nono, en el 2000 solo se registró una familia, Chironomidae, mientras que, en el 2021, son once familias encontradas. Tandayapa por otro lado en el 2000 presentó solo una familia, Baetidae, y en el 2021 dos: Oligoneuriidae y Perlidae.

En términos de la abundancia relativa de las familias se observa que Baetidae presenta



una abundancia similar en las localidades de Nanegal, disminuye en Nanegalito y Nono. Mientras que en Tandayapa en el 2000 es la más abundante. Elmidae solo se presenta en Nanegalito en el 2000. Mientras que Hyalellidae y Leptoceridae solo están presentes en Nono en el 2021, ninguna de las tres familias aparece en otro punto. Simuliidae y Leptohyphidae solo están presentes en Nanegal, Nanegalito y Nono (MSF3).

Comparación de los índices de diversidad de la microcuenca del río Alambi 2000-2021:

La combinación de los índices de Simpson, Shannon y Chao1 nos ofrece una perspectiva multidimensional y robusta de la diversidad en el río Alambi. Mientras que Simpson detecta la dominancia y Shannon evalúa la equidad global, Chao1 proyecta la verdadera riqueza del sistema. Esta aproximación integrada facilita un diagnóstico más preciso del estado de conservación de los ecosistemas acuáticos y profundiza el conocimiento sobre la intrincada organización y funcionamiento de las comunidades biológicas. Es así como en el 2000, el índice de Simpson tiene un rango de 0.82 del punto Nanegal_Desp a 0.89 en la localidad de Tandayapa. Mientras que en el 2021 es de 0.74 en Nanegal_Ant a 0.85 presente en Nono_Ant, la localidad de Nanegalito y Nanegal_Desp (MST3).

El menor valor del índice de Shannon se encuentra en Nono_Desp con 2.20 y el mayor en Tandayapa_Desp con 2.45. Mientras que en el 2021 el mayor está en Nono_Ant con 2.47 y el menor es Nanegal_Ant con 1.93.

Respecto a la completitud de muestro, fue similar en ambos años, para el 2000 fue del 81 % mientras que para el 2021 del 77 %.

El índice de Bray-Curtis permitió establecer similitudes y diferencias significativas en la composición de las comunidades de macroinvertebrados entre las estaciones de muestreo y entre los años 2000 y 2021 ($r: 0.9337$, $p < 0.05$ (Bootstrap:1000)). Los resultados indican que en el 2021 existe un patrón secuencial en el cambio de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados desde las localidades de Nono hacia Nanegal, es decir, se observa

un recambio en la dirección del caudal, con la excepción del punto Nanegal_Desp, que muestra una mayor similitud con Nono al inicio de la cuenca (MSF4).

Por otro lado, en el 2000 se observa que las estaciones Nono_Desp y Nono_Ant presentan estructuras de comunidades completamente diferentes a pesar de su proximidad geográfica. Mientras que las localidades de Tandayapa_Ant y Tandayapa_Desp ambos sitios en 2000 son las más similares entre sí (MSF4).

Caracterización física y química del agua:

La microcuenca del Alambi, va descendiendo a partir de los sitios ubicados en Nono, donde la altitud llega a los 3 000 m.s.n.m., hasta Nanegal, que se encuentra a una altitud considerablemente menor (1 077 m.s.n.m.). Cabe notar la diferencia altitudinal entre los sitios del 2000 y los del 2021 registran variaciones altitudinales debido a que no fueron los mismos sitios de muestreo (MST4). Este descenso altitudinal influye directamente en las condiciones fisicoquímicas del agua, como la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto, que tienden a variar en función del gradiente altitudinal y de las características propias de cada estación de muestreo.

Los valores de pH del agua registraron un ligero aumento de alcalinidad para el periodo 2021 ($\text{pH} = 8.1$) con relación al 2000 ($\text{pH} = 7.8$). El porcentaje de oxígeno disuelto se elevó en el último muestreo, destacando principalmente en las localidades de Nanegal y Tandayapa, con un incremento del 80 y 66 %, respectivamente. Estos valores se complementan con la conductividad del agua, la cual registró un aumento en estas mismas localidades, y con los valores de sólidos disueltos, que denotaron un promedio superior en todas las estaciones visitadas en el 2021. La velocidad promedio del río en cambio, resultó en una disminución en el 2021 (0.52 m/s) al compararla con los datos del 2000 (1.12 m/s) (MST4).

Efecto de las variables fisicoquímicas en la diversidad de macroinvertebrados: Las variables que tuvieron mayor influencia a lo

largo de la microcuenca del río Alambi en el 2000 fueron pH ($r = 0.75$), conductividad ($r = 0.85$), velocidad ($r = 0.78$) y oxígeno disuelto ($r = 0.72$) los cuales tendrían correlaciones y positivas, explicando el 43 % de la variación de los datos; las estaciones que evidenciaron mejor esta relación entre variables están en la diversidad de Nanegal_Ant y Nanegalito_Desp. Por otro lado, las variables de altitud ($r = -0.65$), concentración de oxígeno disuelto (mg/LDO) ($r = -0.70$) y ancho del cauce ($r = -0.68$) resultan tener correlaciones negativas explicadas por 29 % de la variación de la microcuenca (MSF5).

En el 2021 las variables fisicoquímicas más relevantes fueron el oxígeno disuelto ($r = 0.85$) seguido de velocidad promedio ($r = 0.79$), conductividad ($r = 0.75$) y ancho del cauce ($r = 0.73$), así como oxígeno disuelto (mg/LDO) ($r = 0.70$) explicando un 47 % de la variación en un solo punto Nanegal_Ant. Adicionalmente el segundo componente explica el 23 % de la variación está en pH ($r = -0.68$), PPM ($r = -0.72$) y temperatura ($r = -0.65$) para las dos estaciones de Nanegal, las cuales aparecen más cercanas y un poco más lejana Nanegalito_Ant, un tercer componente explica el 19 % de la variación y se encuentra en la variable de altitud ($r = -0.70$), explicando tanto a la localidad de Nono, el sitio de mayor altitud y a Tandayapa, el siguiente en el rango altitudinal (MSF6).

Las variables fisicoquímicas y ambientales en el levantamiento del 2000 muestran que los sólidos disueltos totales, explican el 27 % de la variabilidad y se encuentran estrechamente relacionados con grupos como *Simulium* spp. (Simuliidae), dípteros filtradores de partículas en suspensión, así como *Maruina* spp. (Psychodidae) que se alimentan de materia orgánica en descomposición (MOD) contribuyendo al ciclo de nutrientes. Además de grupos como *Limnophora* spp.

(Veliidae), hemípteros predadores que se encuentran en la superficie del agua y *Lutrochus* spp. (Lutrochidae) coleópteros descomponedores de materia orgánica (MSF7).

En el muestreo del 2021 (MSF8), la variable ambiental más importante fueron los sólidos disueltos, explicando el 36 % de la asociación en

la estación de Tandayapa. Sin embargo, la asociación más fuerte está en la altitud con grupos indicadores de alta calidad como *Atanatolica* spp. y *Triplectides* spp. (Trichoptera).

Comparación de la calidad del agua del río Alambi mediante índices bióticos: La calidad del agua de la microcuenca del río Alambi se ha mantenido en un nivel entre Excelente y Bueno en los años 2000 y 2021. En el 2000, se reportó un valor ABI de 170, determinando una calidad de agua correspondiente a categoría “Excelente”. En el 2021, este valor aumentó en un 20 % a 212 manteniéndose en la misma categoría.

El índice BMWP/Col en el 2000 tuvo un valor de 182, aumentando en un 33 % aproximadamente para el 2021, con un valor de 270, manteniendo en la categoría de calidad hídrica Buena. El porcentaje de individuos pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) se mantuvieron por encima del 70 % establecidos acorde a lo colectado en toda la microcuenca; en el 2000 se determinó un porcentaje del 71.9 % y para el 2021 un 70.8 %. Estos valores reflejan que la calidad de agua en la microcuenca Alambi es Muy Buena con aguas limpias y poco alteradas (MST5).

Al analizar la calidad del agua por punto de muestreo a través del índice ABI se encontró que la mayoría mantienen su calidad o la incrementaron; cinco de ocho puntos. Sin embargo, el punto de Nanegalito_Ant baja de Excelente a Moderada. Con el índice BMWP/Col es el mismo punto que pasa de Buena a Aceptable, mientras que los demás mantienen su calidad o se han incrementado. El EPT es el índice que mayor variación presenta ya que dos puntos (Nono_Ant y Nanegalito_Ant) pasan de calidad buena a regular. Se observó que el punto Nanegalito_Ant es el que consistentemente baja su calidad de agua al ser analizado con los tres índices. Mientras que el punto de Nono_Desp aumenta su calidad de agua en los mismos índices. El punto Tandayapa_Ant y Tandayapa_Desp mantienen sus niveles de calidad y con el EPT pasan de Buena a Muy Buena (MST6).



DISCUSIÓN

La comparación de la diversidad taxonómica en la microcuenca del río Alambi entre los años 2000 y 2021, revela un incremento significativo en todos los niveles taxonómicos (filo, clases, órdenes, familias y géneros). Este incremento en la diversidad puede estar relacionado con cambios en las condiciones ambientales y en la gestión del ecosistema, que han permitido el establecimiento de nuevas especies y una mayor riqueza taxonómica (Almeida et al., 2022). Además, el aumento en el número de familias y géneros sugiere una mejora en la complejidad del ecosistema, lo que podría indicar una recuperación de la calidad del agua y del hábitat (García-Ruiz et al., 2019). Por su parte, Espinosa et al. (2023), encontraron patrones similares en estudios de largo plazo en ríos andinos ecuatorianos, destacando la importancia de las condiciones locales en la biodiversidad acuática. Sin embargo, cabe recalcar que en el 2000 la taxonomía en diversos órdenes no se encontraba disponible en relación con el conocimiento actual, con guías y claves (Prat & Rieradevall, 2012) actualizadas como es el caso de la familia Chironomidae que durante el primer muestreo se reporta un solo morfo y en el 2021 se reportan cinco, aumentando la diversidad reportada. Es decir que el aumento de la diversidad no solo puede estar influenciada por el aumento de nichos para las comunidades de macroinvertebrados, sino, también responde a la ampliación en la investigación taxonómica.

El análisis de la estructura de órdenes de macroinvertebrados muestra que, en el 2000, el 96 % de la diversidad se concentraba en cuatro órdenes principales: Ephemeroptera, Trichoptera, Díptera y Coleoptera. En el 2021, aunque estos órdenes siguen siendo dominantes, su proporción relativa cambió, con Ephemeroptera disminuyendo al 41 % y Trichoptera y Díptera aumentando su proporción. Este cambio en la estructura puede ser el resultado de alteraciones en las condiciones ambientales, tales como la calidad del agua y el uso del suelo. Martínez-Sanz, et al. (2021) documentaron que

los macroinvertebrados responden de manera sensible a los cambios en las condiciones del hábitat, reflejando el impacto de las actividades humanas en las cuencas hidrográficas. Moreno et al. (2021), también observaron una respuesta significativa en la composición de macroinvertebrados debido a las prácticas agrícolas en ríos ecuatorianos.

La comparación por puntos de muestreo en los años 2000 y 2021 evidencia un aumento en la riqueza y abundancia en la mayoría de los sitios. En particular, Nanegal_Desp muestra un incremento significativo en el número de órdenes, familias y géneros, sugiriendo una mejora en las condiciones locales. Por otro lado, algunos puntos como Nanegalito_Ant y Nanegal_Ant, presentan una disminución en la diversidad, lo que podría indicar impactos negativos específicos en estas áreas (Espinosa et al., 2023). Sierra-Rojas et al. (2019) encontraron patrones espaciales similares en estudios de cuencas en Ecuador, donde la influencia directa de los asentamientos humanos estaba relacionada a pérdidas considerables de diversidad de macroinvertebrados, destacando la importancia de una gestión diferenciada y local en la conservación de la biodiversidad acuática.

El análisis de la diversidad beta utilizando el índice de Bray-Curtis, revela un patrón secuencial de cambio en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados a lo largo del río. En el 2021, se observa un recambio en dirección del caudal, lo que podría reflejar un gradiente que responde tanto a las condiciones ambientales a lo largo del río, como al recambio de las actividades humanas y uso de suelo, además los resultados sugieren que la diversidad registrada en la microcuenca del Río Alambi en septiembre de 2000 (representada en subrayado), es diferente a la observada en 2021 (representado en negro). Esto es evidente por la lateralidad y agrupación de las zonas de muestreo: la estructura de macroinvertebrados en Nono 2 021, tiene mayor similitud con la estructura de Tandayapa en el 2000, mientras que las estaciones de Nanegal y Nanegalito en 2021 se contrastan con las estructuras observadas en el 2000. Esta variabilidad espacial y

temporal en la estructura de la comunidad es indicativa de la dinámica ecológica y de los impactos de las actividades humanas (García-Ruiz et al., 2019; Ortiz et al. 2020). Cabe destacar que por sí sola el acercamiento antrópico influye en la distribución, caracterización y crecimiento de las especies, por lo que se debe considerar factores climáticos, geográficos y simbióticos que alteran una comunidad.

El cambio en las variables ambientales, como el aumento del pH, la conductividad y los sólidos disueltos totales (TDS), sugiere un impacto significativo del uso del suelo y la expansión de asentamientos humanos. Estos cambios pueden alterar la calidad del agua y afectar la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados (Almeida et al., 2022). La urbanización y las actividades agrícolas intensivas son factores críticos que influyen en la salud de los ecosistemas acuáticos (Espinosa et al., 2023). Rodríguez et al. (2021), destacaron cómo la urbanización en las cuencas hidrográficas ecuatorianas afecta significativamente la diversidad y la estructura de las comunidades de macroinvertebrados. Así también López Mendoza et al. (2019) establece que los macroinvertebrados y la calidad de los cuerpos hídricos están correlacionados inversamente al pH de los mismos

Los cambios en las variables ambientales, como el aumento en el oxígeno disuelto y la conductividad, están correlacionadas con los cambios en la estructura y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados. Estos indicadores de calidad del agua reflejan las condiciones del hábitat y la capacidad de las especies para adaptarse o migrar en respuesta a las perturbaciones ambientales (Martínez-Sanz et al., 2021). La gestión adecuada de las cuencas hidrográficas y la mitigación de los impactos antropogénicos son esenciales para la conservación de la biodiversidad acuática en la región (Rodríguez et al., 2021).

Dentro de las limitaciones de esta comparación, hay que reconocer que, en el su estudio, Giacometti & Bersosa (2006) se consideraron tres temporalidades (lluviosa, transición y seca) entre los años 1999 y 2001 y utilizaron

“red surber” para el muestreo de los macroinvertebrados acuáticos con el fin de abarcar la influencia de un tipo de contaminación rutinaria sobre la calidad biológica del agua, en la presente investigación se usó otros dos tipos de redes que cubrirían mayor variabilidad de hábitats que la red surber. Por otro lado, los puntos de muestreo puntualmente no fueron los mismos entre el estudio del 2000 y el del 2021. Sin embargo, lo importante en esta investigación fue determinar el estado de la microcuenca el Alambi, y sus efectos a largo plazo desde la perspectiva de un bioindicador de la calidad del agua, como son los macroinvertebrados acuáticos.

Declaración de ética: Los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

Ver material suplementario
a24v74n1-suppl. 1

AGRADECIMIENTO

Esta investigación fue parte del proyecto: Aportes A La Historia Natural De Macroinvertebrados De La Cuenca Alta Del Guayllabamba, financiado por el fondo de investigación de la Facultad de Ciencias Biológicas en el 2019 mediante el cual se obtuvieron equipos de campo, y de laboratorio, así como tiempo de dedicación para investigación. A los asistentes de campo y laboratorio y a Ronny Díaz. Además, a Fabián Bersosa, docente e investigador de la Universidad Salesiana, por brindarnos los datos para este análisis.

REFERENCIAS



- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64.
- Almeida, D., Espinosa, R., & García, J. (2022). Assessment of aquatic macroinvertebrate communities in Andean streams of Ecuador: Implications for bioassessment and conservation. *Ecological Indicators*, 135, 108521. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108521>
- Benites, A. (2007). Manejo participativo de los recursos naturales basado en la identificación de servicios ecosistémicos en la cuenca del río Otún–Pereira, Colombia. *Biología y Conservación*, 6(8), 65–78.
- Bennett, A. (2004). *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN – The World Conservation Union.
- Carrera, C., & Fierro, K. (2001). *Manual de monitoreo: Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. EcoCiencia.
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo.
- Endara, A. (2012). Identificación de macroinvertebrados bentónicos en los ríos Pindo Mirador, Alpayacu y Pindo Grande; determinación de su calidad de agua. *Enfoque UTE*, 3(2), 33–40.
- Espinosa, R., Ramírez, A., & García, J. (2023). Macroinvertebrate community structure and water quality in tropical Andean rivers: Long-term ecological studies. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(3), 326. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-10539-2>
- García, A., Campos, J., Villalobos, R., Jiménez, F., & Solórzano, R. (2005). *Enfoque de manejo de recursos naturales a escala de paisaje: Convergencia hacia un enfoque ecosistémico*. Programa de Cambio Climático, Plan a Mediano Plazo, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente.
- García-Ruiz, R., Sullivan, S., & Rodewald, A. D. (2019). Macroinvertebrate community response to changes in land use in a tropical watershed. *Science of the Total Environment*, 693, 133567. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133567>
- Giacometti, J., & Bersosa, F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico, Serie Zoológica*, 2(1), 17–32.
- González, H., Crespo, E., Acosta, R., & Hampel, H. (2019). *Guía rápida para la identificación de macroinvertebrados de los ríos altoandinos del cantón Cuenca*. ETAPA EP.
- González-Trujillo, J. D., Petsch, D. K., Córdoba-Ariza, G., Rincón-Palau, K., Donato-Rondón, J. C., Castro-Rebolledo, M. I., & Sabater, S. (2019). Upstream refugia and dispersal ability may override benthic-community responses to high-Andean streams deforestation. *Biodiversity and Conservation*, 28(6), 1513–1531. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01739-2>
- Granda, J. (2021). *Precipitación total mensual de las principales estaciones meteorológicas del INAMHI a nivel nacional, año 2019*. Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI). <https://datosabiertos.gob.ec/dataset/precipitacion-total-mensual>
- Guacapiña, G., & Lasso, A. (2017). *Valoración de la calidad del recurso hídrico en la subcuenca del río Alambi y propuesta de plan de manejo* [Tesis de grado, Universidad Central del Ecuador]. Repositorio UCE. <https://www.dspace.uce.edu.ec/entities/publication/543d984c-9df5-49df-874c-0be5dd0fd7ec>
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis [Software]. *Palaeontologia Electronica*. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/pastprog/index.html
- Instituto Geográfico Militar. (2022). *Base nacional escala 1:50.000* [Base de datos cartográfica]. <https://www.geoportaligm.gob.ec/portal/index.php/cartografia-de-libre-acceso-escala-50k/>
- Jacobsen, D. (2003). Altitudinal changes in diversity of macroinvertebrates from small streams in the Ecuadorian Andes. *Archiv für Hydrobiologie*, 158(2), 145–167.
- López Mendoza, S., Huertas Pineda, D., Jaramillo Londoño, A. M., Calderón Rivera, D. S., & Díaz Arévalo, J. L. (2019). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Teusacá (Cundinamarca, Colombia). *Ingeniería y Desarrollo*, 37(2), 269–288. <https://doi.org/10.14482/inde.37.2.6281>
- Martínez-Sanz, C., Aguirre, N., & Fernández, H. (2021). Long-term monitoring of benthic macroinvertebrates in Ecuadorian rivers: Trends and implications for river management. *Water Research*, 200, 117238. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117238>
- Meneses-Campo, Y., Castro-Rebolledo, M. I., & Jaramillo-Londoño, A. M. (2019). Comparación de la calidad del agua en dos ríos altoandinos mediante el uso de los índices BMWP/Col y ABI. *Acta Biológica Colombiana*, 24(2), 299–310.
- Ministerio del Ambiente. (2002). *División hidrográfica del Ecuador* [Memoria técnica]. Consejo Nacional de Recursos Hídricos.
- Moreno, P., García, M. L., & Santos, C. (2021). Impact of agricultural practices on aquatic ecosystems in Ecuador: A macroinvertebrate perspective. *Journal of*

- Environmental Management*, 290, 112568. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112568>
- Moya, C., Valdovinos, C., Moraga, A., Romero, F., Debels, P., & Oyanedel, A. (2009). Patrones de distribución espacial de ensambles de macroinvertebrados bentónicos de un sistema fluvial andino patagónico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82(3), 425–442.
- Ometo, J., Martinelli, L., Ballester, M., Gessner, A., Krusche, A., Victoria, R., & Williams, M. (2000). Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba River basin, southeastern Brazil. *Freshwater Biology*, 44, 327–337.
- Ortiz, E., Paredes, H., & Vega, L. (2020). Assessing the influence of urbanization on macroinvertebrate communities in tropical Andean streams. *Aquatic Ecology*, 54(3), 621–635. <https://doi.org/10.1007/s10452-020-09779-5>
- Prat, N., & Rieradevall, M. (2012). *Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de los ríos mediterráneos: Clave para la determinación de los principales morfotipos larvarios* (versión septiembre 2012). Grupo de Investigación F.E.M., Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona.
- Ramírez, A., & Gutiérrez-Fonseca, P. (2014). Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: Avances recientes y direcciones futuras. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 9–20. <https://www.redalyc.org/pdf/449/44932430001.pdf>
- Ríos-Touma, B., Encalada, A. C., & Prat, N. (2011). Macroinvertebrate assemblages of an Andean high-altitude tropical stream: The importance of season and flow. *International Review of Hydrobiology*, 96(6), 667–685. <https://doi.org/10.1002/iroh.201111342>
- Rodríguez, M., Fernández, H., & Moreno, P. (2021). Environmental changes and their impact on the diversity of aquatic macroinvertebrates in the Andes of Ecuador. *Science of the Total Environment*, 758, 143639. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143639>
- Roldán, G. (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo para la Protección del Medio Ambiente “José Celestino Mutis”-FEN COLOMBIA-Fondo colombiano de Investigaciones Científicas y Proyectos Especiales “Francisco José de Caldas”-COLCIEN-CIAS-Universidad de Antioquia. Colombia.
- Rosas-Acevedo, L., Ávila-Pérez, H., Sánchez-Infante, A., Rosas-Acevedo, A. Y., García-Ibáñez, S., Sampedro-Rosas, L., & Juárez-López, A. L. (2014). Índices BMWP, FBI y EPT para determinar la calidad del agua en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(2), 82–88.
- Sierra-Rojas, M., Aguirre, N., & Pérez, A. (2019). Land use change and its effects on aquatic ecosystems in Ecuador: A macroinvertebrate approach. *Environmental Pollution*, 248, 289–298. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.048>
- Silva, D. R., Ligeiro, R., Hughes, R. M., & Callisto, M. (2014). Visually determined stream mesohabitats influence benthic macroinvertebrate assessments in headwater streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(9), 5479–5488. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3797-3>
- Zamora-Muñoz, C., & Alba-Tercedor, A. (1996). Bioassessment of organically polluted Spanish rivers using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(3), 332–352.