

RESEARCH ARTICLE

Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en sectores del río Dureno con diferentes niveles de alteración.

Dávila Ulloa, Maricarmen¹  Dahua Gualinga, Ruth Dayra¹  Conforme Garcia, Mariana Magdalena¹ 

¹ Universidad Estatal Amazónica, Puyo EC- 210201, Ecuador.

✉ Correspondencia: m.davilau@uea.edu.ec ☎ + 593 97 949 5978

DOI/URL: <https://doi.org/10.53313/gwj83309>

Resumen: Este estudio situó la evaluación de la diversidad de macroinvertebrados del río Dureno en el contexto de la creciente presión antrópica sobre los sistemas fluviales tropicales y tuvo como propósito estimar la composición y la capacidad diagnóstica de la comunidad para discriminar sectores con diferente alteración. Se aplicó un diseño observacional comparativo con muestreo multihábitat en época de estiaje, preservación de las muestras e identificación en laboratorio principalmente a nivel de familia y orden, seguido de análisis descriptivos de abundancia y diversidad y contrastes con índices bióticos regionalizados. Los principales hallazgos mostraron un ensamble fuertemente asimétrico: a nivel de familia se contaron doscientos cincuenta y ocho individuos con dominio de Notonectidae, Leptophlebiidae, Chironomidae y Glossiphoniidae; a nivel de orden se contaron doscientos cincuenta y nueve individuos con preeminencia de Hemiptera y Ephemeroptera y una fracción conjunta de efemerópteros, plecópteros y tricópteros cercana a treinta por ciento, además de alta variabilidad espacial indicada por la desviación estándar de los órdenes dominantes. Estos resultados se interpretaron como un mosaico de condiciones en el sistema, coherente con la literatura para cuencas andinas y con la hipótesis de respuesta diferencial frente a la alteración. Se concluye que la comunidad de macroinvertebrados proporcionó una línea base robusta y sensible para el monitoreo por sectores y que la combinación de métricas taxonómicas y herramientas regionalizadas permite discriminar cambios sutiles de condición ecológica.

Palabras claves: Macroinvertebrados bentónicos; Biomonitorización; Índice Biótico Andino; Ephemeroptera–Plecoptera–Trichoptera (EPT); Río Dureno.

Diversity of aquatic macroinvertebrates in sectors of the Dureno River with different levels of alteration.

Abstract: This study placed the assessment of macroinvertebrate diversity in the Dureno River in the context of growing anthropogenic pressure on tropical river systems and aimed to estimate the composition and diagnostic capacity of the community to discriminate between sectors with different levels of



Cita: Dávila Ulloa, M., Dahua Gualinga, R. D., & Conforme Garcia, M. M. (2025). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en sectores del río Dureno con diferentes niveles de alteración. *Green World Journal*, 08(03), 309. <https://doi.org/10.53313/gwj83309>

Received: 01/August/2025
Accepted: 23/October /2025
Published: 24/October /2025

Prof. Carlos Mestanza-Ramón, PhD.
Editor-in-Chief / CaMeRa Editorial
editor@greenworldjournal.com

Editor's note: CaMeRa remains neutral with respect to legal claims resulting from published content. The responsibility for published information rests entirely with the authors.



© 2025 CaMeRa license, Green World Journal. This article is an open access document distributed under the terms and conditions of the license.
Creative Commons Attribution (CC BY).
<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>

disturbance. A comparative observational design was applied with multi-habitat sampling during the low-water season, preservation of samples, and identification in the laboratory mainly at the family and order level, followed by descriptive analyses of abundance and diversity and comparisons with regionalized biotic indices. The main findings showed a strongly asymmetrical assemblage: at the family level, 258 individuals were counted, with a dominance of Notonectidae, Leptophlebiidae, Chironomidae, and Glossiphoniidae; at the order level, 259 individuals were counted, with a predominance of Hemiptera and Ephemeroptera and a combined fraction of mayflies, stoneflies, and caddisflies close to 30 percent, in addition to high spatial variability indicated by the standard deviation of the dominant orders. These results were interpreted as a mosaic of conditions in the system, consistent with the literature for Andean basins and with the hypothesis of differential response to disturbance. It is concluded that the macroinvertebrate community provided a robust and sensitive baseline for sector-based monitoring and that the combination of taxonomic metrics and regionalized tools allows for the detection of subtle changes in ecological condition.

Keywords: Benthic macroinvertebrates; Biomonitoring; Andean Biotic Index; Ephemeroptera–Plecoptera–Trichoptera (EPT); Dureno River.

1. Introducción

La biodiversidad de agua dulce se reconocía como una de las más amenazadas a escala global debido a presiones sinérgicas —cambio de uso del suelo, contaminación difusa y puntual, expansión hidroeléctrica, especies invasoras, microplásticos y otros contaminantes emergentes— que actuaban acumulativamente sobre ríos y arroyos (Reid et al., 2019). En ese contexto, los macroinvertebrados bentónicos se habían consolidado como bioindicadores por su sensibilidad diferencial a gradientes de perturbación, sus ciclos de vida relativamente cortos y su capacidad para integrar variaciones fisicoquímicas y de hábitat a múltiples escalas espaciales. Esta lectura global justificaba el uso extendido de índices bióticos y de enfoques basados en rasgos funcionales para evaluar el estado ecológico de los ecosistemas fluviales.

A medida que se transitó del plano macro hacia biomas tropicales de montaña (enfoque meso), la literatura evidenció que métricas desarrolladas en regiones templadas requerían calibraciones específicas para los Andes tropicales, dadas las diferencias biogeográficas, la composición taxonómica y la historia natural de los ensambles (Ríos-Touma et al., 2014). En respuesta, se había propuesto el Índice Biótico Andino (ABI) con valores de tolerancia revisados para familias frecuentes por encima de ~2.000 m s. n. m., y se había desarrollado el IMEERA como índice multimétrico para corrientes altoandinas de Ecuador y Perú; ambos mostraron desempeño robusto para clasificar la calidad ecológica (Ríos-Touma et al., 2014; Villamarín et al., 2013). Adicionalmente, estudios de modelación estacional en ríos andinos urbanos indicaron que la predicción de la calidad biológica (p. ej., ABI) dependía de variables fisicoquímicas clave y de la estacionalidad (Jerves-Cobo et al., 2020), mientras que análisis recientes resaltaron la utilidad de la diversidad funcional y la selección apropiada de índices funcionales como apoyo a la evaluación basada en familias (Sotomayor et al., 2023; Sotomayor et al., 2022).

En el análisis micro (región-país), trabajos en la Amazonía ecuatoriana documentaron que gradientes de urbanización y agricultura intensiva se asociaron con cambios en la calidad del agua y riesgos por plaguicidas con efectos medibles sobre las comunidades de macroinvertebrados, lo que reafirmaba la pertinencia del biomonitoreo en escenarios de transformación acelerada del territorio (Cabrera et al., 2023). Paralelamente, comparaciones espaciotemporales en las cuencas de los ríos Aguarico y Coca mostraron variaciones de la estructura bentónica y de la calidad biológica, evaluada mediante BMWP-Col y métricas relacionadas, subrayando la sensibilidad de estos

bioindicadores a gradientes ambientales y de uso del suelo (Cabrera et al., 2021). Estudios integradores que combinaron macroinvertebrados con diatomeas reforzaron la capacidad diagnóstica de estas biotas frente a gradientes de contaminación en ríos andinos (Castillejo et al., 2024).

Más allá de la taxonomía, la literatura regional enfatizaba que pasar de un análisis de “riqueza y composición” a otro que incorporase rasgos tróficos y funcionales aumentaba la resolución para detectar alteraciones sutiles, especialmente cuando la identificación se efectuaba a nivel de familia (en lugar de género o especie), práctica frecuente en monitoreos rutinarios (Sotomayor et al., 2022; Sotomayor et al., 2023). Asimismo, revisiones metodológicas recientes sobre ríos altoandinos sintetizaban avances y vacíos en protocolos, normalización de índices y transferibilidad de umbrales de calidad, lo que apoyaba la necesidad de estudios locales comparativos a lo largo de gradientes de alteración (Matovelle et al., 2024). Finalmente, aunque el BMWP-Col se empleaba extensamente en Ecuador por su “compatibilidad” biogeográfica con la región andina, diversos trabajos destacaron la conveniencia de utilizar índices regionalizados (ABI, IMEERA) o, al menos, de recalibrar umbrales para contextos altoandinos específicos (Jerves-Cobo et al., 2020; Ríos-Touma et al., 2014; Villamarín et al., 2013).

Dentro de este marco, persistía un vacío de información para el río Dureno (provincia de Sucumbíos, Amazonía nororiental de Ecuador). Aunque la zona experimentaba presiones antrópicas heterogéneas (p. ej., agricultura intensiva, expansión urbana e infraestructura), no se disponía de evaluaciones sistemáticas que comparasen, en un mismo sistema fluvial, sectores con distintos niveles de alteración utilizando simultáneamente diversidad taxonómica, rasgos funcionales y el desempeño de índices bióticos regionalizados frente a adaptaciones ampliamente usadas (Cabrera et al., 2023; Cabrera et al., 2021). Esta carencia limitaba la toma de decisiones para la gestión y el diseño de programas de monitoreo sensibles a cambios graduales de condición ecológica.

En consecuencia, este estudio tuvo como objetivo principal evaluar, en sectores del río Dureno con diferentes niveles de alteración, (i) la variación de la diversidad taxonómica y de los rasgos funcionales de los macroinvertebrados bentónicos, y (ii) la capacidad comparativa de índices bióticos regionalizados (ABI, IMEERA) frente a adaptaciones usuales (p. ej., BMWP-Col) para discriminar gradientes locales de perturbación. Con base en la evidencia previa, se hipotetizó que la riqueza y la representación de gremios sensibles decrecían con el incremento de la alteración, y que los índices regionalizados discriminaban con mayor nitidez los gradientes locales que las métricas no calibradas.

2. Materiales y métodos

El estudio se estructuró como observacional, comparativo y transversal, con enfoque cuantitativo y diseño no experimental. Se compararon sectores del río Dureno expuestos a diferentes niveles de alteración (baja, media y alta) definidos a priori a partir de evidencia de uso/cobertura de suelo ribereño, presencia de fuentes puntuales/difusas y rasgos hidromorfológicos visibles. La modalidad fue de campo (levantamiento biológico in situ) y de laboratorio (procesamiento taxonómico y análisis). Esta estructura permitió evaluar respuestas biológicas a lo largo de un gradiente local de perturbación.

El área de estudio correspondió a tramos del río Dureno (provincia de Sucumbíos, Amazonía

nororiental del Ecuador). La unidad de análisis fue el ensamble de macroinvertebrados bentónicos por sector, y la unidad de observación fue cada muestra compuesta por sector. Se definieron tres categorías (baja, media y alta alteración) considerando: (i) uso/cobertura del suelo ribereño (bosque, cultivos, áreas urbanizadas), (ii) fuentes de contaminación puntuales/difusas (descargas domésticas, escorrentía agrícola), (iii) alteración hidromorfológica (canalización, extracción de áridos, pérdida de vegetación riparia) y (iv) huella antrópica directa (vías, puentes, asentamientos). La decisión por sector se documentó en fichas estandarizadas con georreferenciación y evidencia fotográfica (Anexo S1, reproducible).

El muestreo se realizó en época de estiaje (sin crecidas) para reducir variabilidad hidrológica. En cada sector se aplicó un muestreo multihábitat estandarizado, cubriendo los microhábitats dominantes (rápidos con sustrato grueso, márgenes vegetadas y pozas con sedimento fino) con igual esfuerzo de colecta relativo por hábitat. El material se preservó en etanol al 70–96% y se rotuló (código de muestra, sector, fecha, coordenadas, microhábitat). Métodos establecidos: el esquema multihábitat siguió protocolos consolidados para ríos de montaña (p. ej., RBP y Methods in Stream Ecology), citados en “Referencias metodológicas clave”. Los detalles operativos (malla de red, esfuerzo por hábitat y número de réplicas) se consignaron en el Protocolo de Campo (Anexo S2) para garantizar reproducibilidad.

En laboratorio, las muestras se tamizaron, se realizaron submuestras cuando fue necesario y se procedió al conteo e identificación taxonómica, priorizando nivel de familia (y orden/categoría superior cuando los caracteres diagnósticos no permitieron más resolución). Se efectuó control de calidad interno (revisión ciega del 10–20% por un segundo analista).

3. Resultados y Discusión

3.1. Estructura taxonómica a nivel de familia.

En bioevaluación fluvial, la composición y el reparto de abundancias a nivel de familia ofrecen una señal robusta y operativa del estado ecológico, especialmente en regiones tropicales donde la resolución específica puede ser limitada; distintas familias muestran tolerancias contrastantes y su combinación revela gradientes de condición (Bonada, Prat, Resh, & Statzner, 2006). En este marco, reportar la dominancia y la cola de rareza permite captar la estructura del ensamble y facilita comparaciones con índices bióticos regionalizados.

Tabla 1. Abundancia de individuos relativas de familias en los puntos de muestreo en el Río Dureno

#	Familias	Abundancia	%	STD
2	Notonectidae	44	17,05	12,66
1	Leptophlebiidae	41	15,89	22,54
4	Chironomidae	31	12,02	5,35
3	Glossiphoniidae	26	10,08	10,00
5	Philopotamidae	15	5,81	7,50
6	Baetidae	11	4,26	1,71
7	Palaemonidae	10	3,88	2,08
10	Vellidae	10	3,88	3,50

8	Megapodagrionidae	9	3,49	4,50
11	Platystictidae	9	3,49	3,50
9	Gerridae	7	2,71	3,50
15	Libellulidae	6	2,33	0,82
18	Coridalidae	6	2,33	1,50
13	Elmidae	5	1,94	1,50
14	Naucoridae	5	1,94	1,89
12	Hydrobiidae	4	1,55	3,00
16	Tubificidae	4	1,55	2,00
20	Leptoceridae	3	1,16	0,58
17	Perlidae	3	1,16	0,96
19	Leptohyphidae	2	0,78	0,58
21	Psephenidae	2	0,78	0,50
22	Planaridae	1	0,39	0,50
23	Coenagrionidae	1	0,39	0,50
24	Hydropsychidae	1	0,39	0,50
25	Scirtidae	1	0,39	0,50
26	Gelastocoridae	1	0,39	0,50

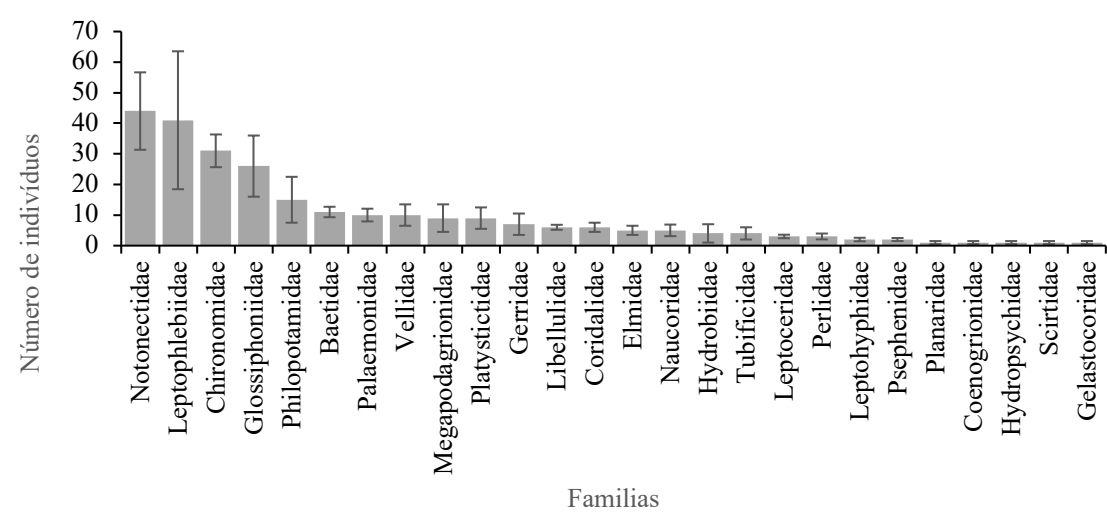
Nota: En total se registraron 258 individuos; dominaron Notonectidae (17,05%), Leptophlebiidae (15,89%), Chironomidae (12,02%) y Glossiphoniidae (10,08%). El resto de familias aportó $\leq 6\%$ cada una (la mayoría $< 3\%$), evidenciando una distribución fuertemente asimétrica (Autores, 2025)

En la tabla 1 se muestra que a nivel de familia ($n = 258$), el ensamble exhibió una distribución fuertemente asimétrica: Notonectidae (17,05%), Leptophlebiidae (15,89%), Chironomidae (12,02%) y Glossiphoniidae (10,08%) concentraron $\approx 55\%$ del total, seguidas por un segundo estrato de 3–6% (Philopotamidae, Baetidae, Palaemonidae, Veliidae, Megapodagrionidae, Platystictidae). La cola de rareza estuvo formada por 15 familias $\leq 2,71\%$. Las desviaciones estándar evidenciaron heterogeneidad espacial, destacando Leptophlebiidae (22,54) y Notonectidae (12,66), frente a valores bajos en Libellulidae (0,82) y Gerridae (1,50). La suma de familias EPT alcanzó 76 individuos ($\approx 29\%$ a nivel de órdenes), señal coherente con la coexistencia de taxones sensibles y tolerantes en el sistema.”

3.2. Estructura de la comunidad a nivel de familia

Con el fin de contextualizar la señal biológica del río Dureno, se representó la abundancia de macroinvertebrados por familia ($n = 258$) mediante barras con desviación estándar como medida de variabilidad entre puntos. Esta visualización permitió observar de forma sintética el gradiente de dominancia–rareza y la consistencia espacial de los conteos, facilitando la comparación posterior entre sectores con distintos niveles de alteración. La figura 1 mostró un reparto fuertemente asimétrico, con un reducido conjunto de familias que concentró la mayor proporción de individuos y una larga cola de taxones de baja frecuencia. Los intervalos de error evidenciaron la heterogeneidad espacial de las familias dominantes, aspecto clave para interpretar diferencias intra-cuenca y para sustentar el cálculo de métricas de diversidad e índices bióticos en los siguientes apartados.

Figura 1. Abundancia de individuos por familias de Macroinvertebrados en el Rio Dureno



Nota: Relación del numero de individuos y familias en base al estudio de campo (Autores, 2025).

La Figura 1 mostró un gradiente fuertemente asimétrico en la abundancia familiar (n = 258): dominaron Notonectidae (n = 44; 17,05%), Leptophlebiidae (n = 41; 15,89%), Chironomidae (n = 31; 12,02%) y Glossiphoniidae (n = 26; 10,08%). Un segundo estrato aportó entre 3–6% por familia: Philopotamidae (n = 15; 5,81%), Baetidae (n = 11; 4,26%), Palaemonidae y Veliidae (n = 10; 3,88% c/u), Megapodagrionidae y Platystictidae (n = 9; 3,49% c/u), seguidas por Gerridae (n = 7; 2,71%), Libellulidae y Corydalidae (n = 6; 2,33% c/u). La cola de baja frecuencia incluyó Elmidae y Naucoridae (n = 5; 1,94%), Hydrobiidae y Tubificidae (n = 4; 1,55%), Leptoceridae y Perlidae (n = 3; 1,16%), Leptohyphidae y Psephenidae (n = 2; 0,78%) y cinco familias con 1 individuo cada una (0,39%: Planariidae, Coenagrionidae, Hydropsychidae, Scirtidae, Gelastocoridae).

Los intervalos de error (desviación estándar) evidenciaron heterogeneidad entre puntos: fueron altos en Leptophlebiidae (STD = 22,54) y Notonectidae (12,66), moderados en Philopotamidae (7,00), Baetidae (5,53) y Veliidae (5,50), y bajos en Libellulidae (0,82). En conjunto, las cuatro familias dominantes concentraron ~55% del ensamble, confirmando un reparto poco equitativo de abundancias.

3.3. Estructura por órdenes y señal EPT

Para contextualizar la respuesta biológica a escala gruesa, se representó la abundancia relativa por órdenes con desviación estándar (STD) como medida de heterogeneidad entre puntos. Este nivel taxonómico reduce errores de identificación y permite captar patrones robustos de dominancia–rareza, útiles para contrastar sectores con distinta alteración y para calcular métricas sintéticas (p. ej., EPT). La visualización resume la contribución de insectos hemimetábolos y holometábolos, anélidos y gasterópodos, permitiendo ubicar rápidamente a los órdenes sensibles (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) frente a grupos más tolerantes/generalistas (p. ej., Diptera; varios Heterópteros), y evaluar la consistencia espacial de sus conteos (STD).

Tabla 2. Abundancia relativa de individuos por Órdenes de Macroinvertebrados en el Rio Dureno

Ordenes	Abundancia	%	STD
Hemiptera	62	23,94	16,98
Ephemeroptera	54	20,85	20,96



Diptera	32	12,36	8,94
Odonata	30	11,58	3,03
Rhynchobdellida	26	10,04	8,94
Trichoptera	19	7,34	6,43
Decapoda	10	3,86	4,47
Coleoptera	8	3,09	2,68
Megaloptera	6	2,32	1,34
Haplotaxidae	4	1,54	1,79
Neotaenioglossa	4	1,54	2,17
Plecoptera	3	1,16	1,34
Tricladida	1	0,39	0,45

259

Nota: Autores (2025).

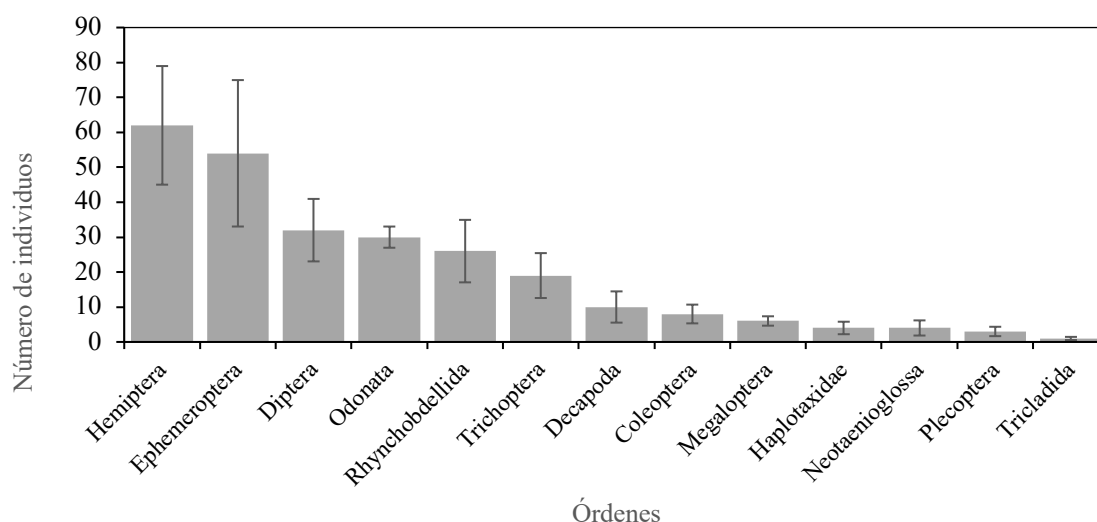
El conjunto totalizó 259 individuos. Predominaron Hemiptera (n = 62; 23,94%; STD = 16,98) y Ephemeroptera (n = 54; 20,85%; STD = 20,96), seguidos de Diptera (n = 32; 12,36%; STD = 8,94) y Odonata (n = 30; 11,58%; STD = 3,03). Contribuciones adicionales fueron Rhynchobdellida (n = 26; 10,04%; STD = 8,94) y Trichoptera (n = 19; 7,34%; STD = 6,43). Órdenes menos representados incluyeron Decapoda (10; 3,86%), Coleoptera (8; 3,09%), Megaloptera (6; 2,32%), Haplotaxidae y Neotaenioglossa (4; 1,54% cada uno), Plecoptera (3; 1,16%) y Tricladida (1; 0,39%; STD = 0,45).

La señal EPT alcanzó 76 individuos (54 Ephemeroptera + 19 Trichoptera + 3 Plecoptera), equivalentes a 29,34% del total, mientras que la co-dominancia Hemiptera + Ephemeroptera sumó 44,79%. Las STD más altas correspondieron a Ephemeroptera (20,96) y Hemiptera (16,98), indicando heterogeneidad espacial pronunciada entre sectores; valores bajos en Odonata (3,03), Megaloptera (1,34), Plecoptera (1,34) y Tricladida (0,45) sugirieron una distribución más homogénea de estos grupos. En conjunto, el perfil por órdenes exhibió un reparto asimétrico con pocos órdenes dominantes y una “cola” de baja frecuencia, consistente con un mosaico de condiciones dentro del sistema.

Los órdenes sintetizaron la respuesta comunitaria minimizando sesgos por identificación y permitieron contrastar grupos sensibles (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera: EPT) frente a grupos generalistas/tolerantes (p. ej., Diptera, varios Heterópteros), un enfoque recomendado en biomonitorio fluvial (Bonada, Prat, Resh, & Statzner, 2006; Hilsenhoff, 1988). En sistemas andinos, la lectura por órdenes y el énfasis en EPT han mostrado buena concordancia con índices regionalizados (p. ej., ABI, IMEERA), por lo que esta visualización sirve como base para las comparaciones entre sectores con distinta alteración (Ríos-Touma, Acosta, & Prat, 2014; Villamarín, Rieradevall, Paul, Barbour, & Prat, 2013).

La Figura 2 representó abundancias con barras y desviación estándar (STD) para captar la heterogeneidad espacial. Este resumen grueso permite evaluar rápidamente la estructura de dominancia-rareza, la magnitud relativa de EPT y la consistencia entre puntos, insumos clave para el análisis posterior de índices bióticos y diversidad.

Figura 2. Abundancia de individuos por órdenes de Macroinvertebrados en el Río Dureno



Nota: Autores (2025).

Se contabilizaron 259 individuos distribuidos en 13 órdenes. Predominaron Hemiptera ($n = 62$; 23,94%; $STD = 16,98$) y Ephemeroptera ($n = 54$; 20,85%; $STD = 20,96$), seguidos de Diptera ($n = 32$; 12,36%; $STD = 8,94$) y Odonata ($n = 30$; 11,58%; $STD = 3,03$). Contribuciones adicionales provinieron de Rhynchohellida ($n = 26$; 10,04%; $STD = 8,94$) y Trichoptera ($n = 19$; 7,34%; $STD = 6,43$). Órdenes menos frecuentes fueron Decapoda (10; 3,86%), Coleoptera (8; 3,09%), Megaloptera (6; 2,32%), Haplontaxidae y Neotaenioglossa (4; 1,54% cada uno), Plecoptera (3; 1,16%) y Tricladida (1; 0,39%). La señal EPT sumó 76 individuos (Ephemeroptera 54 + Trichoptera 19 + Plecoptera 3), equivalente a 29,34% del total, mientras que la co-dominancia Hemiptera + Ephemeroptera alcanzó 44,79%. Las STD más altas (Ephemeroptera 20,96; Hemiptera 16,98) evidenciaron heterogeneidad espacial marcada, en contraste con valores bajos en Odonata (3,03) y Megaloptera/Plecoptera ($\leq 1,34$), lo que sugiere diferencias entre sectores en los órdenes dominantes.

4. Discusión.

El ensamble de macroinvertebrados del río Dureno mostró una estructura fuertemente asimétrica, con co-dominancia de Hemiptera y Ephemeroptera a nivel de órdenes, y de Notonectidae–Leptophlebiidae–Chironomidae–Glossiphoniidae a nivel de familia. La señal EPT $\approx 29\%$ indicó una presencia relevante de taxones sensibles, pero coexistiendo con grupos típicamente tolerantes/generalistas (p. ej., Chironomidae, varios Heterópteros). Este “mosaico” es compatible con gradientes locales de alteración, como ha sido descrito para ríos andinos y andino-amazónicos sometidos a presiones agrícolas y urbanas (Cabrera et al., 2023; Cabrera et al., 2021; Castillejo et al., 2024). Las desviaciones estándar elevadas en Ephemeroptera y Hemiptera sugirieron heterogeneidad espacial marcada, coherente con la hipótesis de diferencias entre sectores y con el comportamiento espaciotemporal observado por Jerves-Cobo et al. (2020).

La abundancia de Ephemeroptera (con fuerte aporte de Leptophlebiidae y presencia de Baetidae) suele asociarse a corrientes con buen oxígeno y sustrato heterogéneo; su magnitud en Dureno concuerda con tramos de condición intermedia a buena, tal como señalan síntesis globales y revisiones altoandinas (Bonada et al., 2006; Matovelle et al., 2024). En contraste, la primacía de Hemiptera (Notonectidae, Gerridae, Veliidae) es frecuente en márgenes lentificados, remansos y ambientes con mayor influencia ribereña y materia orgánica, escenario común en ríos que combinan tramos moderadamente modificados con microhábitats aún conservados (Bonada et al., 2006; Buss

et al., 2014). La coexistencia de EPT con Chironomidae y Rhynchobdellida respalda esta lectura de condiciones mixtas, similar a lo reportado en cuencas ecuatorianas donde la expansión agrícola/urbana eleva riesgos por plaguicidas y altera la integridad ecológica detectada por macroinvertebrados (Cabrera et al., 2023; Castillejo et al., 2024).

Riqueza y gremios sensibles vs. Alteración, aunque los datos agregados no están estratificados por sector en los resultados presentados, el tamaño de la fracción EPT ($\approx 29\%$) y la alta variabilidad (STD) entre puntos son consistentes con un gradiente de calidad; estudios previos han mostrado reducciones de EPT y cambios de composición a medida que aumentan las presiones antrópicas en sistemas andinos (Bonada et al., 2006; Castillejo et al., 2024). (ii) Índices regionales vs. adaptaciones genéricas. Dada la combinación de familias sensibles y tolerantes, y la heterogeneidad espacial observada, es razonable esperar que ABI e IMEERA discriminen mejor los niveles locales de alteración que métricas no calibradas, como se ha documentado para Andes tropicales (Ríos-Touma et al., 2014; Villamarín et al., 2013). (iii) Métricas taxonómicas + funcionales. La estructura observada sugiere que incorporar rasgos tróficos/funcionales (p. ej., trituradores, raspadores, colectores) aumentaría la resolución diagnóstica, especialmente cuando la identificación se trabaja a nivel de familia (Sotomayor-Guerra et al., 2022; 2023).

Los patrones de dominancia (pocas familias $>50\%$ del total) y la magnitud de EPT justifican un seguimiento de alta resolución por sector y temporada, integrando índices regionalizados (ABI/IMEERA) y, cuando sea posible, métricas funcionales. En cuencas amazónicas con uso agrícola/urbano creciente, la combinación macroinvertebrados + variables fisicoquímicas y trazadores de plaguicidas ha mostrado alta capacidad para priorizar medidas de manejo (Cabrera et al., 2023). A efectos operativos, los órdenes/familias líderes detectados en Dureno constituyen taxones centinela útiles para protocolos de monitoreo costo-efectivos (Bonada et al., 2006; EPA, 1999).

Este estudio presentó varias limitaciones que condicionaron la interpretación y el alcance de las inferencias. Primero, la resolución taxonómica predominante a nivel de familia—si bien operacional y consistente con los protocolos regionales—pudo ocultar respuestas específicas a nivel de género/especie y afectar métricas funcionales finas; esta restricción es conocida en evaluaciones altoandinas y su efecto sobre la detección de gradientes puede ser relevante (Sotomayor-Guerra et al., 2022). Segundo, los resultados se agregaron para el conjunto de sitios y correspondieron a una ventana estacional (estiaje), por lo que no se capturó plenamente la variabilidad intra-anual ni las diferencias explícitas entre sectores; en ríos tropicales, la señal biológica varía con el régimen hidrológico y la estacionalidad (Jerves-Cobo et al., 2020). Tercero, no se dispuso de covariables ambientales concomitantes (caudal, temperatura, nutrientes, sedimentos finos, plaguicidas), lo que limita la atribución causal de los patrones observados y la construcción de modelos explicativos. Finalmente, se detectó una pequeña inconsistencia numérica (258 vs. 259 individuos entre tablas de familias/órdenes) atribuible a armonización taxonómica; si bien es marginal para las conclusiones, subraya la necesidad de reglas de curación y trazabilidad de datos más estrictas.

Para fortalecer la inferencia y su utilidad de gestión, proponemos cuatro líneas de trabajo. (i) Diseño estratificado por sector y temporada, incorporando monitoreos en lluvias y transición, con covariables fisicoquímicas y trazadores de plaguicidas, a fin de modelar explícitamente la relación alteración-biota mediante GLM/GAM, RDA/CCA y PERMANOVA (Jerves-Cobo et al., 2020). (ii) Profundizar la resolución taxonómica (género/especie) y complementar con rasgos funcionales para mejorar la sensibilidad diagnóstica y la interpretación ecológica (Sotomayor-Guerra et al., 2022, 2023). (iii) Aplicar de forma sistemática índices regionalizados (ABI, IMEERA) y comparar su desempeño frente a adaptaciones no calibradas, estableciendo umbrales locales de clase de calidad mediante curvas ROC u otros métodos (Ríos-Touma et al., 2014; Villamarín et al., 2013). (iv) Explorar enfoques multi-taxa (macroinvertebrados + diatomeas) y herramientas moleculares (eDNA

metabarcoding) para ampliar cobertura y robustecer la detección de cambios sutiles a escala de cuenca, especialmente en contextos de expansión agrícola y urbana.

5. Conclusión

El ensamble de macroinvertebrados del río Dureno presentó una estructura fuertemente asimétrica, con pocas familias y órdenes dominantes y una larga cola de baja frecuencia. A escala de familia, Notonectidae, Leptophlebiidae, Chironomidae y Glossiphoniidae concentraron más de la mitad de los individuos; a escala de orden, Hemiptera y Ephemeroptera explicaron casi la mitad del total. La fracción EPT cercana al 30% evidenció la coexistencia de taxones sensibles con grupos típicamente tolerantes, lo que sugiere un mosaico de condiciones ambientales a lo largo del sistema.

Las desviaciones estándar elevadas en Ephemeroptera y Hemiptera indicaron heterogeneidad espacial marcada, respaldando la premisa de diferencias entre sectores con distintos niveles de alteración. Esta señal, junto con la correspondencia familia–orden (p. ej., Leptophlebiidae/Baetidae sustentando Ephemeroptera y Notonectidae/Gerridae a Hemiptera), confirma que la comunidad bentónica respondió de forma discernible al gradiente local y que es adecuada para el seguimiento ecológico del río.

El objetivo principal—evaluar la diversidad taxonómica y su utilidad para discriminar niveles de alteración—se alcanzó al demostrar que la combinación de métricas taxonómicas (familias/órdenes, EPT) y la lectura de su variabilidad espacial permite diferenciar patrones compatibles con cambios de condición. En consecuencia, el sistema de indicadores derivado de este estudio proporciona una línea base robusta para aplicar índices regionalizados (p. ej., ABI, IMEERA) y para monitorear de manera sensible la trayectoria de los sectores del Dureno.

Como aporte a la ciencia y a la gestión, este trabajo entrega una referencia cuantitativa reproducible de la estructura comunitaria en un río amazónico ecuatoriano poco documentado, define taxones centinela operativos y establece un marco de lectura multiescala (familia–orden–EPT) que puede ser replicado en evaluaciones futuras. La principal limitación—la ausencia de estratificación explícita por sector y de covariables ambientales concomitantes—no invalida las tendencias observadas, pero subraya la necesidad de campañas estacionales y del acoplamiento con variables de presión para afinar la atribución causal. En síntesis, la comunidad de macroinvertebrados del Dureno constituye un instrumento válido y sensible para diagnosticar y seguir la alteración local, y el protocolo propuesto sienta bases claras para su vigilancia y mejora adaptativa.

Contribución de autores: Todos los autores participaron en la investigación.

Financiamiento: Los autores financiaron a integridad el estudio.

Conflictos de interés: Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias

1. Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers* (2nd ed.). U.S. EPA. https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-02/documents/rbp_2nd_ed.pdf
2. Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124> — <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16332221/>

3. Buss, D. F., Baptista, D. F., Nessimian, J. L., & Egler, M. (2014). Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: A comparison of large-scale programs. *Aquatic Bioassessment* (synthesis). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4202.5449>
4. Cabrera, M., Capparelli, M. V., Nacato-Ch., C., & Rico, A. (2023). Effects of intensive agriculture and urbanization on water quality and pesticide risks in freshwater ecosystems of the Ecuadorian Amazon. *Chemosphere*, 337, 139286. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139286>
5. Cabrera, S., Eurie Forio, M. A., Lock, K., Vandenbroucke, M., Oña, T., Gualoto, M., Goethals, P. L. M., & Van der Heyden, C. (2021). Variations in benthic macroinvertebrate communities and biological quality in the Aguarico and Coca River basins in the Ecuadorian Amazon. *Water*, 13(12), 1692. <https://doi.org/10.3390/w13121692>
6. Cabrera, S., Forio, M. A. E., Lock, K., Vandenbroucke, M., Oña, T., Gualoto, M., ... Van der Heyden, C. (2021). Variations in benthic macroinvertebrate communities and biological quality in the Aguarico and Coca River basins in the Ecuadorian Amazon. *Water*, 13(12), 1692. <https://doi.org/10.3390/w13121692>
7. Castillejo, P., Ortiz, S., Jijón, G., Lobo, E. A., Heinrich, C., Ballesteros, I., & Ríos-Touma, B. (2024). Response of macroinvertebrate and epilithic diatom communities to pollution gradients in Ecuadorian Andean rivers. *Hydrobiologia*, 851, 431–446. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05276-6>
8. EPA. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers* (2nd ed.). U.S. Environmental Protection Agency. URL (PDF): <https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-02/documents/rapid-bioassessment-streams-rivers-1999.pdf> EPA
9. Hauer, F. R., & Lamberti, G. A. (Eds.). (2017). *Methods in Stream Ecology* (3rd ed.). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2014-0-00813-0>
10. Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1), 65–68. <https://doi.org/10.2307/1467832>
11. Jerves-Cobo, R., Forio, M. A. E., Lock, K., Van Butsel, J., Pauta, G., Cisneros, F., Nopens, I., & Goethals, P. L. M. (2020). Biological water quality in tropical rivers during dry and rainy seasons: A model-based analysis. *Ecological Indicators*, 108, 105769. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105769>
12. Matovelle, C., García-Morales, M., Rubiños, G., & Sánchez-Santillán, N. (2024). Water quality assessment methods of the highland Andean rivers: A systematic review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(3), 291. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12003-2>
13. Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
14. Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62(Suppl. 2), 249–273. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15791>
15. Sotomayor-Guerra, G., Cisneros-Díaz, F., Forio, M. A. E., Lock, K., & Goethals, P. L. M. (2023). Selection of an adequate functional diversity index for water quality assessment using

- macroinvertebrates in Andean rivers. *Ecological Indicators*, 155, 110330. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110330>
16. Sotomayor-Guerra, G., Forio, M. A. E., Lock, K., Cisneros-Díaz, F., & Goethals, P. L. M. (2022). Implications of macroinvertebrate taxonomic resolution for freshwater assessments using functional traits: The Paute River Basin (Ecuador) case. *Diversity and Distributions*, 28(12), 3203–3219. <https://doi.org/10.1111/ddi.13418>
17. Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T., & Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*, 29, 79–92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.006>



© 2025 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>