




MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS Y SU RELACIÓN CON DIFERENTES COBERTURAS RIBEREÑAS EN EL RÍO BABA, MICROCUENCA DEL RÍO QUEVEDO

AQUATIC MACROINVERTEBRATES AND THEIR RELATIONSHIP WITH DIFFERENT RIPARIAN COVERAGES IN THE BABA RIVER, A MICRO-BASIN OF THE QUEVEDO RIVER

Cecilia Tay Hing Cajas ^{1,*} , Norma Guerrero Chuez ¹ , Kevin Sánchez Moyano ¹ 
Joyce Rosado Lozano ¹ 

¹ Facultad de Ciencias de la Ingeniería, Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Ecuador.

* Autor correspondencia: ctayhing@uteq.edu.ec

Resumen

El incremento de actividades antropogénicas, impulsado por la creciente demanda de necesidades sociales, ha generado diversos cambios en las condiciones ambientales. En este sentido, surge la necesidad de diagnosticar la calidad de agua de la ribera del río Baba perteneciente a la microcuenca del río Quevedo a partir del análisis de macroinvertebrados como bioindicadores, evaluando la variabilidad en la riqueza y abundancia de las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos. Se aplicaron los índices de: Shannon-Wiener, Simpson (ISD), Margalef, BMWP-CR, y Calidad del Bosque de Ribera. Las muestras fueron tomadas en tres tramos, durante los meses de junio, julio y agosto de 2021, según el uso de suelo (pastizal, agrícola, mina, bosque y urbano). El análisis estadístico fue desarrollado con el software estadístico PAST 4.0, aplicando, análisis ANOVA con significancia del 95% ($p < 0.05$). Se obtuvo un total de 2 279 individuos (9 órdenes y 26 géneros), predominando el orden Ephemeroptera género *Baetodes*. Para el índice biótico BMWP-CR respecto a la calidad de suelos analizados (mala) y (muy mala). El índice QBR mostró que el uso de suelo urbano y pastizal (pésima calidad), esto referido a la presencia de asentamiento humanos a cercanías del río. Los índices de diversidad y dominancia, como Shannon, Simpson y Margalef no mostraron diferencias significativas respecto al uso de suelos. Finalmente, se observó que el uso de suelo agrícola y bosque comparte una pequeña similitud entre comunidades de los géneros *Baetodes*, *Choropterpes* y *Epigompus*.

Palabras claves: BMWP-CR, QBR, índice de diversidad.

Abstract

The increase in anthropogenic activities, driven by the growing demand for social needs, has generated various changes in environmental conditions. In this regard, there arises the need to assess the water quality of the riverbank of the Baba River, belonging to the Quevedo river microbasin, based on the analysis of macroinvertebrates as bioindicators, evaluating the variability in the richness and abundance of aquatic macroinvertebrate populations. The indices of were applied: Shannon-Wiener, Simpson (ISD), Margalef, BMWP-CR, and Riparian Forest Quality. Samples were taken in three sections during the months of June, July, and August 2021, according to land use (grassland, agricultural, mining, forest, and urban). Statistical analysis was conducted using the PAST 4.0 statistical software, applying ANOVA analysis with a significance level of 95% ($p < 0.05$). A total of 2 279 individuals (9 orders and 26 genera) were obtained, with the order Ephemeroptera of the genus *Baetodes* predominating. For the BMWP-CR biotic index regarding the analyzed soil quality (poor) and (very poor). The QBR index showed that urban and grassland land use had poor quality, attributed to the presence of human settlements near the river. Diversity and dominance indices, such as Shannon, Simpson, and Margalef, showed no significant differences concerning land use. Finally, it was observed that agricultural and forest land use share a slight similarity among communities of the genera *Baetodes*, *Choropterpes*, and *Epigompus*.

Keywords: BMWP-CR, QBR, diversity index.

Recibido: 2024-03-08 **Aceptado:** 2024-05-21 **Publicado:** 2024-06-27

1. Introducción

Los ríos y sus llanuras aluviales se encuentran entre los entornos naturales más importantes, su rica biodiversidad refleja la diversidad de ambientes que atraviesan. Sin embargo, los ríos están sujetos a una amplia gama de presiones, incluyendo la contaminación difusa y de fuentes puntuales, la extracción de agua, las especies invasoras de plantas, animales, y la modificación física (Addy et al., 2016). La deforestación ribereña puede afectar fuertemente el funcionamiento de los arroyos, con consecuencias para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Estos efectos pueden evaluarse utilizando bioindicadores relacionados con la estructura de la comunidad biótica y el funcionamiento de los ecosistemas (Silva-Araújo et al., 2020).

El Ecuador es un país rico en recursos hídricos; sin embargo, la interacción del hombre con la biosfera suscita problemas como la contaminación del suelo, aire y agua (Tello & Sánchez, 2019). Considerando un aporte a su conservación la evaluación de sus ecosistemas a partir de bioindicadores, lo que hace evidente la necesidad de un sistema mundial de evaluación que utilice bioindicadores eficaces en función de los costos y que haga un seguimiento de los cambios en la salud de los ecosistemas y la biodiversidad (Eriksen et al., 2021).

Los macroinvertebrados bentónicos se utilizan comúnmente como indicadores de la condición biológica de los cuerpos de agua. Son indicadores fiables porque pasan toda o la mayor parte de su vida en el agua, son fáciles de recolectar y difieren en su tolerancia a la contaminación (EPA, 2023). Además, comparten un prerrequisito fundamental al cubrir un rango de sensibilidad a una variedad de factores estresantes. Adicionalmente, tienen varias ventajas prácticas para las bioevaluaciones, incluyendo una amplia distribución en la mayoría de los ríos, un comportamiento sedentario que proporciona una buena resolución espacial y ciclos de vida relativamente largos. Además, son fáciles de muestrear y pueden identificarse a nivel

operativo de forma rentable (Bonada et al., 2006; Eriksen et al., 2021; Rosenberg & Resh, 1992). Los valores del Índice biótico pueden representar el promedio simple o ponderado de los valores de tolerancia asignados a las especies (Hawkins & Carlisle, 2022).

Actualmente, la poca atención brindada a la calidad de agua vinculada a la contaminación de riberas hace necesaria su evaluación a partir de la presencia de macroinvertebrados y su relación con diferentes coberturas ribereñas. En la ribera del río Baba, perteneciente a la microcuenca del río Quevedo, se realizó un diagnóstico de la presencia de macroinvertebrados mediante su diversidad de entofauna. Además, se aplicaron los Índices de diversidad: Shannon-Wiener, riqueza de Margalef y dominancia de Simpson. Asimismo, fue indispensable la evaluación de calidad del agua mediante el Índice ecológico BMWP-CR. Finalmente, se determinó el estado de la vegetación de ribera mediante la aplicación del índice de ribera QBR.

2. Materiales y Métodos

2.1 Área de estudio

La recolección de datos y muestras se realizó en el río Baba entre los meses de junio, julio y agosto de 2021 en época seca, geográficamente ubicado al extremo derecho del río Quevedo limitando entre los cantones Buena Fe y Valencia (Figura 1).

Se recolectaron muestras manualmente, con un intervalo de 30 días, a lo largo de 3 tramos por cada tipo de uso de suelo: bosque, pastizal, mina, agrícola y zona urbana, con una distancia entre 200 y 300 m. Para evaluar la calidad del agua, se consideró el índice ecológico BMWP-CR, mientras que para determinar el estado de vegetación de ribera se utilizó el índice de ribera QBR, a partir de la clasificación de macroinvertebrados acuáticos se obtuvieron los parámetros físico-químicos relacionados con la calidad del agua.

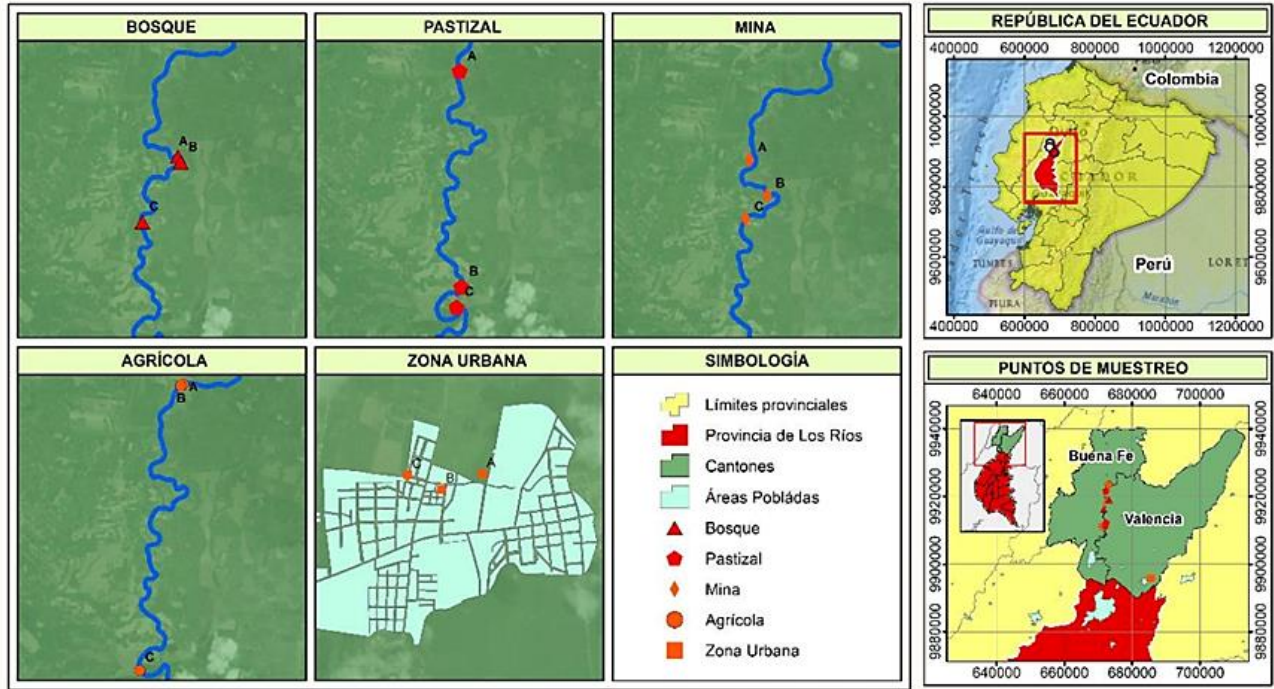


Figura 1. Zonas de muestreo y recolección de datos en el río Baba

2.2 Caracterización de comunidad de macroinvertebrados

El monitoreo de los macroinvertebrados bentónicos se puede dividir en cuatro pasos: muestreo in situ, procesamiento e identificación, cálculo de indicadores y clasificación/interpretación. En este sentido, los protocolos de monitoreo de la biodiversidad deben tener como objetivo muestrear toda la biota que habita el área de muestreo o área de interés, en la medida de lo posible, en todos los aspectos taxonómicos, espaciales y temporales (Simaika et al., 2024; B., 2011). Además, para la comparación de similitud entre géneros de macroinvertebrados acuáticos y el tipo de uso de suelo se aplicó análisis Clúster basado en el índice de similitud de Jaccard.

2.3 Análisis de datos

Se utiliza el Índice de diversidad de Shannon-Wiener el cual, es ampliamente utilizado y considera tanto la abundancia como la uniformidad de las especies presentes en la

comunidad. El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') es un indicador sensible de la contaminación, y sus valores en las comunidades biológicas tienden a tener una variación limitada, generalmente oscilando entre 0 y 5 (Farukuzzaman et al., 2023). Para evaluar la dominancia se empleó el Índice de Simpson (ISD), el cual se basa en la dominancia y representa un parámetro inverso al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad. Considerando la representatividad de las especies con mayor valor de importancia, sin evaluar la contribución del resto de las especies (Murillo Conterón et al., 2021; UNAD, 2013). Además, se utilizó el índice de Margalef para determinar la biodiversidad de la comunidad en función de la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies, con relación al número total de individuos en la muestra analizada (Manzanilla Quijada et al., 2020; Magurran, 2004) (Tabla 1). Índices que fueron desarrollados mediante análisis estadístico de varianza ANOVA con un nivel de significancia del 95% ($p < 0.05$).

Tabla 1. Ecuaciones de Índice de diversidad ecosistémica.

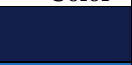





Índice de diversidad de ecosistemas	Aspectos del índice	Fórmula
Diversidad de Shannon-Wiener	Diversidad de especies	$H' = -\sum_{i=1}^S P_i * \ln(P_i)$ Donde: S= número de especies presentes ln= logaritmo natural Pi= proporción de los individuos hallados de la especie i ni= número de individuos de la especie i N= número total de individuos
Índice de Simpson (ISD)	Dominancia de especies	$D = 1 - \sum \left(\frac{n_i}{N}\right)^2$ Donde: ni= número de individuos de la especie N= número total de individuos
Riqueza de Margalef	Riqueza de especies	$D_{Mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$ Donde: S= número de especies presentes ln= logaritmo natural N= número total de individuos

2.4 Índice ecológico BMWP-CR

Asocia familias taxonómicas con valores de tolerancia numérica entre 1 y 9, donde 1 es el valor mínimo, que representa familias menos sensibles a los contaminantes, y 9 es el valor máximo, que representa familias asociadas con una buena calidad del agua (Tabla 2). Los niveles

de contaminación se calculan sumando las puntuaciones de cada familia de macroinvertebrados encontrada en la muestra (Calvo-Brenes & Salazar-Céspedes, 2023; FAOLEX, 2007; Ferreira, 2015).

Tabla 2. Interpretación del ICA BMWP-CR.

Nivel de contaminación	Rangos	Color
Agua excelente	>120	
Agua de calidad buena, no contaminadas o no alterada de manera sensible	102-120	
Agua de calidad regular, eutrófica, contaminación moderada	61-100	
Agua de calidad mala, contaminadas	36-60	
Agua de calidad mala, muy contaminadas	16-35	
Agua de calidad muy mala, extremadamente contaminadas	<15	






Fuente: Calvo-Brenes & Salazar-Céspedes (2023)

2.5 Estado de vegetación de ribera QBR Índice de calidad del Bosque de Ribera (QBR)

El índice QBR (Qualitat del Bosc de Ribera) tiene como objetivo evaluar la calidad de los bosques de ribera a lo largo de la costa y se basa en cuatro bloques conceptuales: cobertura vegetal total, estructura de la cobertura, calidad de la cobertura y cambio de cauce (Segura-Méndez et al., 2023). Este índice consta de cuatro bloques independientes: grado de cobertura de la zona de ribera, estructura de la cubierta, calidad de la cubierta y grado de naturalidad del cauce del río.

Cada bloque tiene la misma importancia y se puntúa individualmente, donde el mínimo es 0 y el máximo 25. El resultado final se obtiene sumando los puntajes de los 4 bloques, lo que permite establecer la calidad del bosque de ribera en una escala que va desde 0 como mínimo y 100 como máximo. Esta puntuación final se puede comparar con los valores de la tabla de calidad, que distingue cinco niveles de calidad, cada uno representado con un color (Tabla 3) (Montiel et al., 2022; Munné et al., 2003).

Tabla 3. Interpretación del ICA QBR.

Clase de calidad del hábitat ribereño	Rangos	Color
Hábitat ribereño en estado natural	>95	
Alguna perturbación, buena calidad	75-90	
Perturbación importante, calidad justa	55-70	
Fuerte alteración, mala calidad	30-50	
Degradación extrema, mala calidad	<25	

Fuente: Munné et al. (2003)

3. Resultados

3.1 Diversidad de entomofauna del río Baba

Se recolectaron un total de 2 279 individuos de macroinvertebrados acuáticos (Tabla 4). El uso de suelo que presentó la mayor cantidad de individuos fue el urbano, con un total de (529

individuos), seguido por bosque (501 individuos), pastizal (458 individuos), agrícola (414 individuos) y la menor cantidad de individuos recolectados fue (377 individuos). No obstante, el uso de suelo con mayor diversidad de macroinvertebrados es agrícola con 8 órdenes y 14 géneros, liderando el género *Baetodes* con 216 (individuos).

Tabla 4. Diversidad de entomofauna en el río Baba.

Agrícola				
Orden	Familia	Género	Total	%
Ephemeroptera	Beatidae	<i>Baetodes</i>	216	52
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Choropterpes</i>	76	18
Coleoptera	Aeshnidae	<i>Aeshna</i>	17	4
Odonata	Perilestidae	<i>Perilestes</i>	3	1
Odonata	Gomphidae	<i>Epigompus</i>	22	5
Odonata	Libellulidae	<i>Brachydiplacinae</i>	31	7
Diptera	Simuliidae	<i>Simulium</i>	2	0
Coleoptera	Elmidae	<i>Macrelmis</i>	1	0
Coleoptera	Lutrochidae	<i>Lutrochus</i>	15	4
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Anisocentropus</i>	1	0

Trichoptera	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	16	4
Trichoptera	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	14	3
Decapoda	Palaemonidae	<i>Palaemon</i>	45	11
Mesogastropoda	Thiaridae	<i>Melanoides</i>	10	2
Total			414	100
Mina				
Orden	Familia	Género	Total	%
Ephemeroptera	Beatidae	<i>Baetodes</i>	187	50
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Choropterpes</i>	85	23
Coleoptera	Aeshnidae	<i>Aeshna</i>	9	2
Diptera	Chironomidae	<i>Pentaneura</i>	37	10
Plecoptera	Perlidae	<i>Claassenia</i>	24	6
Odonata	Libellulidae	<i>Brachydiplacinae</i>	35	9
Total			377	100
Urbano				
Orden	Familia	Género	Total	%
Diptera	Chironomidae	<i>Pentaneura</i>	210	40
Diptera	Syrphidae	<i>Allograpta</i>	90	17
Trichoptera	Hydrophilidae	<i>Spicipalpia</i>	10	2
Odonata	Coegrionidae	<i>Argia</i>	45	9
Odonata	Calopterygidae	<i>Calopteryx</i>	127	24
Littorinimorpha	Hydrobiidae	<i>Alzoniella</i>	25	5
Mesogastropoda	Thiaridae	<i>Melanoides</i>	22	4
Total			529	100
Bosque				
Orden	Familia	Género	Total	%
Ephemeroptera	Beatidae	<i>Baetodes</i>	218	44
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Choropterpes</i>	114	23
Coleoptera	Ptilodactylidae	<i>Anchyteis</i>	2	0
Coleoptera	Lutrochidae	<i>Lutrochus</i>	33	7
Coleoptera	Hydroptilidae	<i>Tropisternus</i>	1	0
Coleoptera	Aeshnidae	<i>Aeshna</i>	5	1
Odonata	Libellulidae	<i>Brachydiplacinae</i>	47	9
Odonata	Gomphidae	<i>Epigompus</i>	33	7
Odonata	Coenagrionidae	<i>Perilestes</i>	17	3
Diptera	Psychodidae	<i>Plhebotomus</i>	12	2,4
Mesogastropoda	Thiaridae	<i>Melanoides</i>	2	0,4
Littorinimorpha	Hydrobiidae	<i>Alzoniella</i>	7	1,4
Decapoda	Palaemonidae	<i>Palaemon</i>	10	2,0
Total			501	100
Pastizal				
Orden	Familia	Género	Total	%
Ephemeroptera	Beatidae	<i>Baetodes</i>	168	37
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Choropterpes</i>	82	18
Diptera	Chironomidae	<i>Pentaneura</i>	134	29
Coleoptera	Aeshnidae	<i>Aeshna</i>	4	1
Odonata	Libellulidae	<i>Brachydiplacinae</i>	34	7
Odonata	Gomphidae	<i>Epigompus</i>	25	5

Trichoptera	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	11	2
Total			458	100
Total, General			2	279

3.2 Aplicación de índices

Índice de diversidad Shannon-Wiener

La diversidad en la composición y estructura de macroinvertebrados acuáticos entre uso de suelos, no presentó diferencias estadísticas significativas ($p = 0.727$), debido a la abundancia entre puntos de monitoreo y similitudes. La diversidad de Shannon comprendió rangos de 1.01 pastizal hasta 1.21 urbano (Tabla 5).

Índice de dominancia de Simpson (ISD)

Se observó una dominancia que osciló entre 0.66 y 0.55. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas de dominancia entre los distintos sitios de muestreo ($p = 0.69$). Este valor

supera el umbral de significancia de 0.05 en todos los tipos de suelo analizados (Tabla 6).

Índice de riqueza de Margalef

El Índice de riqueza de Margalef reveló que la diversidad en la composición y estructura de macroinvertebrados acuáticos entre los sitios estudiados no mostraron diferencias estadísticas significativas ($p = 0.690$). Esto se debe a que la diversidad entre puntos de monitoreo mantiene similitudes. Los valores del índice de riqueza de Margalef variaron entre 0.853 en suelos de pastizal y 0.679 en suelos agrícolas, lo que representa alta y baja diversidad ecológica, respectivamente (Tabla 7).

Tabla 5. Aplicación de Índice de Diversidad de Shannon-Wiener en el río Baba.

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Entre grupos	0.277496	4	0.0693739	0.51	0.7273
Intra grupos	5.42032	40	0.135508		
Total (Corr.)	5.69781	44			

Tabla 6. Aplicación de Índice de Dominancia de Simpson (ISD) en el río Baba.

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Entre grupos	0.0654706	4	0.0163677	0.56	0.6900
Intra grupos	1.16053	40	0.0290132		
Total (Corr.)	1.226	44			

Tabla 7. Aplicación de Índice de Riqueza de Margalef en el río Baba.

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Entre grupos	0.0654706	4	0.0163677	0.56	0.6900
Intra grupos	1.16053	40	0.0290132		
Total (Corr.)	1.226	44			

Índice de Jaccard (Análisis Clúster)

El análisis de similitud mediante Índice de Jaccard (Figura 2) reveló diferencias significativas en las comunidades de macroinvertebrados entre los diferentes usos de suelo ($p < 0.05$). No obstante; se observa una similitud leve entre las comunidades de macroinvertebrados presentes en los usos de suelo agrícola y bosque, esta similitud se atribuye principalmente a la presencia y dominancia de los géneros *Baetodes*, *Choropterpes* y *Epigompus* respectivamente.

Índice ecológico BMWP-CR

De acuerdo con el análisis biótico BMWP se identificaron diferencias estadísticas significativas en la calidad del agua por uso de suelo del río Baba ($p = 0.0015$), con un umbral de "p" por debajo de 0.05. Se observaron dos grupos homogéneos correspondiente a la calidad del agua. Para uso de suelo agrícola, refleja aguas de calidad mala de acuerdo con el Índice biótico BMWP-CR. Para los tipos de suelo restantes arrojó aguas de muy mala calidad, resultando extremadamente contaminadas (Figura 3).

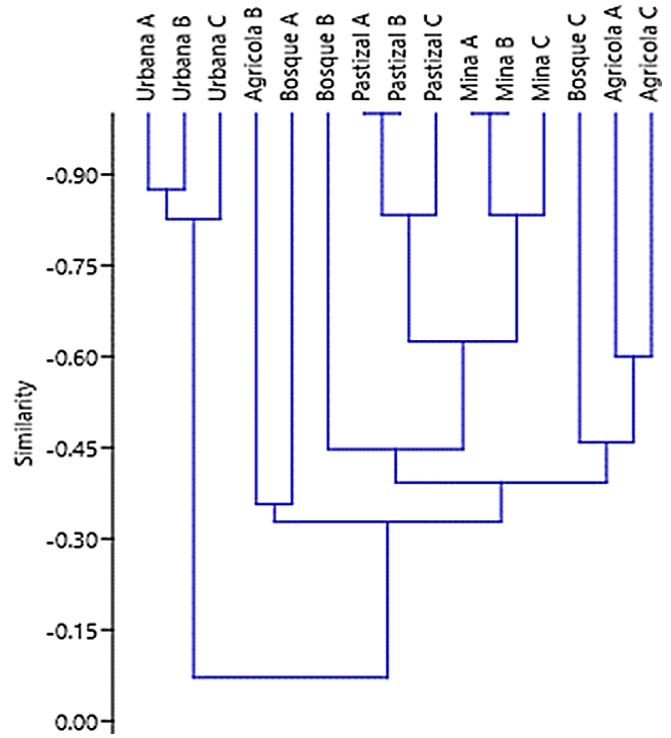


Figura 2. Análisis Clúster dendrograma entre comunidades de macroinvertebrados.

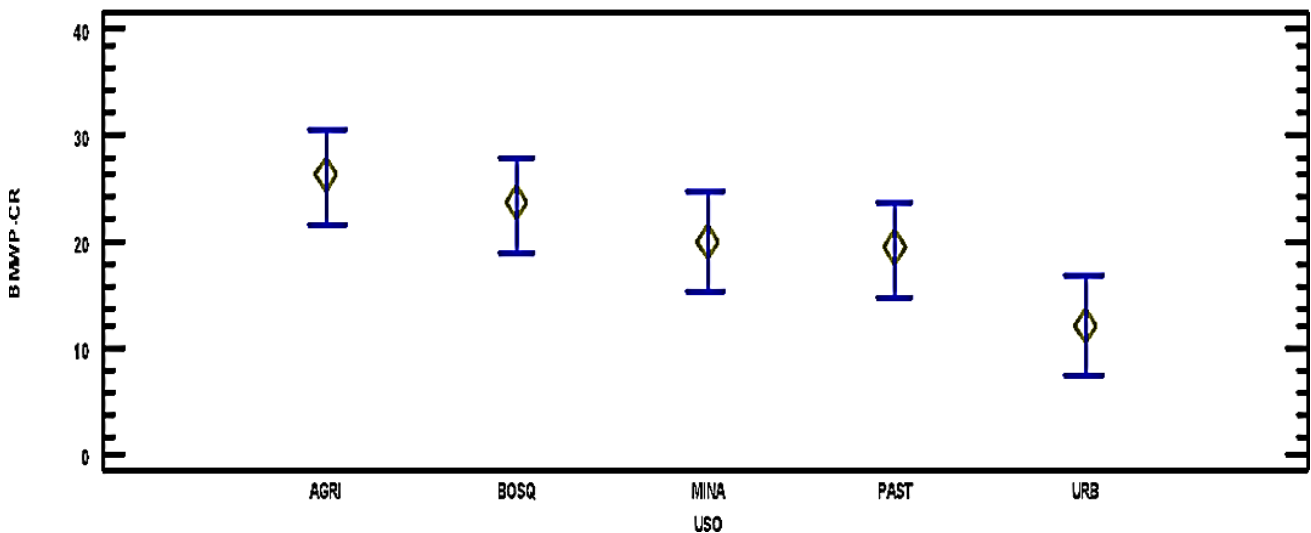


Figura 3. Media de Tukey para BMWP-CR.

Índice QBR

Se determinó que el índice QBR más representativo fueron los tramos 1 y 2 (bosque) encontrando valores entre 75% - 80%; lo cual, representa un aporte significativo en calidad de vegetación respecto al sitio de estudio. Por otra parte; en suelo agrícola 55% - 70% la calidad es

intermedia. Para minas 30% - 50% mala calidad, representando la presencia de consecuencias por extracción de material pétreo y; suelo urbano y pastizal, pésima calidad con valores de 25% o menores (Figura 4).

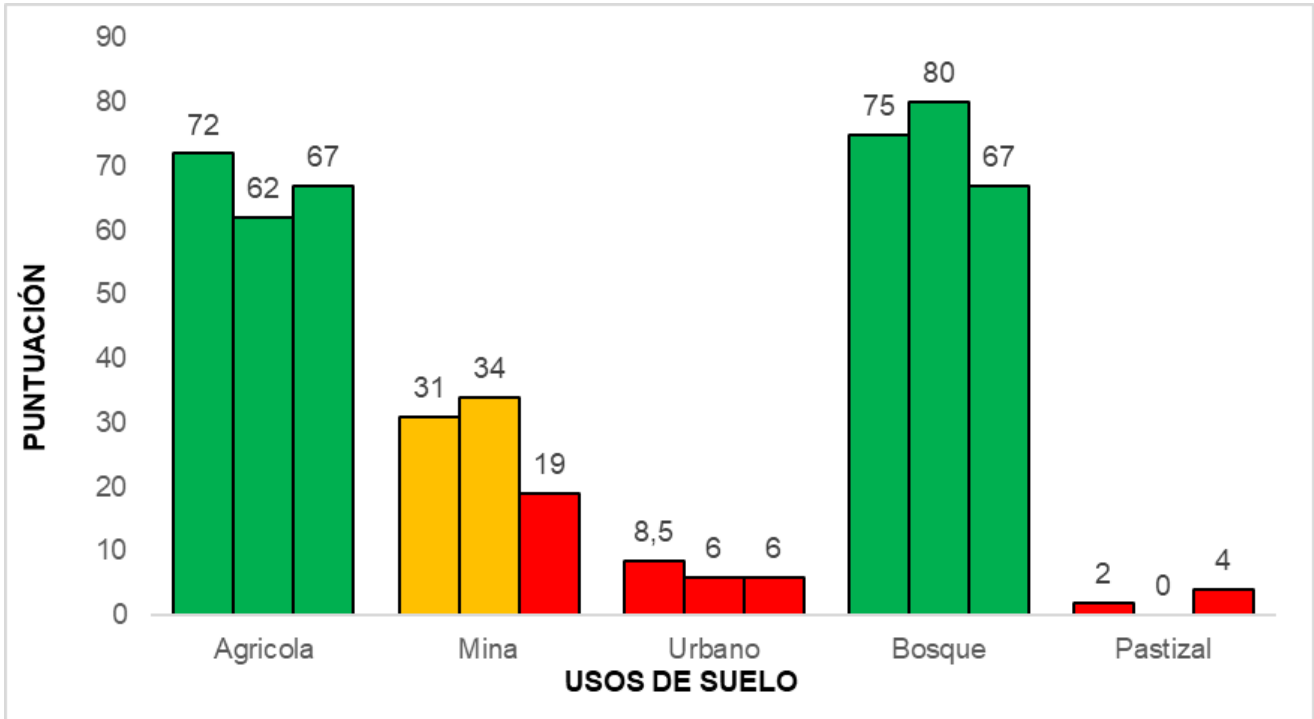


Figura 4. Índice de calidad (QBR)

4. Discusión

Cabrera et al. (2023), aseguran que, existe una influencia significativa del uso del suelo en la composición de la comunidad de macroinvertebrados. Las áreas naturales mostraron condiciones óptimas para la mayoría de las familias de insectos y crustáceos, presentando una alta riqueza taxonómica (valor promedio: 9 familias/muestra) y abundancia (valor promedio: 141 individuos/muestra). Los órdenes con mayor presencia fueron: Ephemeroptera con el género *Baetodes* con un porcentaje de 19% y *Choroterpes* con un 15%, el orden Díptera con el género *Pentaneura* con un 12%. Concordando que, el uso de suelo con mayor diversidad de macroinvertebrados es agrícola con 8 órdenes y 14 géneros, liderando el

género *Baetodes* con 216 (individuos). La abundancia de macroinvertebrados varía según el sitio de muestreo, río arriba existe una mayor diversidad de familias, mientras que río abajo el número disminuye. Esto puede deberse al hecho de que río abajo se experimenta un impacto acumulativo de actividades antropogénicas (Mir et al., 2021).

Según López-Delgado et al. (2015), en cuanto al índice de dominancia de Simpson, las cuatro zonas de estudio presentaron valores inferiores a (0.2); mientras que, en este estudio, no se registraron diferencias estadísticas de dominancia entre los sitios de muestreo. Sinche et al., (2023) por su parte menciona que, en el arroyo Orienco en Lago Agrio en la provincia de Sucumbíos en la Amazonía norte ecuatoriana, el índice de

dominancia de Simpson osciló entre 0.47 y 0.99, lo que indica que los taxones tolerantes a los contaminantes eran dominantes, proporcionando información adicional para la conservación de la biodiversidad de los arroyos (J. Zhang et al., 2020).

El valor promedio del índice Shannon-Wiener en el río Jing fue de 1.10, inferior al del río Wei 1.33 y el río Beiluo 1.43. Mientras que el valor promedio del índice Margalef en el río Jing fue de 1.59, que aún era más bajo que el río Wei y el río Beiluo. De acuerdo con el estándar de evaluación del índice Shannon-Wiener, la mayoría de las estaciones de la cuenca del río Wei se encontraban en el nivel de contaminación moderada (66.67%) o grave (27.78%) (Q. Zhang et al., 2021). En contraste, los índices analizados mostraron un comportamiento similar entre valor medios al estudio comparado. Sin embargo, Kumari & Maiti, (2020), menciona que “el valor más alto (7.44) se encontró para el ecosistema lótico, lo que indica el deterioro de la integridad biótica”.

El BMWP calibrado se definió de acuerdo con la estructura de la comunidad (intervalos de abundancia de macroinvertebrados) asociada a las condiciones ambientales del río (Magallón Ortega et al., 2021). En este sentido, el indicador presentó una calidad de agua “mala y muy contaminada” por el uso de pastizales, mientras que el rango más alto que muestra agua de “excelente calidad”, se obtuvo con una ponderación de 145 en el uso forestal. Sin embargo, esto altera la sensibilidad del ecosistema (Guerrero et al., 2022). Su et al. (2020) menciona que “los resultados del ranking revelan la composición de factores del hábitat que tiene un impacto importante en la salud del hábitat de los macroinvertebrados en QBR”. Los sitios menos contaminados (1.1PI, 1.3PI, 1.4PI, 2.1PI, 3.2PI y 3.4PI) en ambas temporadas tienen puntajes QBR de “bueno” o “excelente”. En contraste, los sitios más contaminados en ambas estaciones tienen puntajes QBR de “malos”. Los indicadores biológicos y la composición de la comunidad fueron más informativos con respecto

a la degradación de las condiciones ambientales (Castillejo et al., 2024).

5. Conclusiones

El presente estudio se enfocó en diagnosticar la calidad del agua en la ribera del río Baba, con base al índice macroinvertebrados y su respuesta en distintos escenarios de uso de suelo. Se encontró un total de 2279 individuos acuáticos en el río Baba, siendo el género más abundante *Baetodes* perteneciente al orden Ephemeroptera. Por otra parte, los índices de diversidad y dominancia, Shannon, Simpson y Margalef mostraron que no existen diferencias estadísticas significativas respecto al uso de suelos.

A partir del análisis de clúster dendrograma, según el Índice de similitud de Jaccard se encontró que los usos de suelo agrícola y bosque comparten una pequeña similitud entre sus comunidades, debido a la presencia y dominancia de los géneros *Baetodes*, *Choropterpes* y *Epigompus* respectivamente. Además, el índice de BMWP-CR demostró que la calidad del agua es pésima dependiendo del uso de suelo. Así mismo, el índice de ribera (QBR) mostró alteraciones para usos de suelo urbano y pastizal, mientras el uso de suelo con mayor cantidad de materia orgánica y diversidad en la estructura física del hábitat de macroinvertebrados es el uso de suelo de bosque, demostrando la capacidad de tolerancia de los taxones encontrados en la ribera del río Baba.

6. Referencias

- Addy, S., Cooksley, S., Dodd, N., Waylen, K., Stockan, J., Byg, A. & Holstead, K. (2016). Nature-Based Solutions for Restoring the Rivers of the UK and Republic of Ireland. En River Restoration and Biodiversity (IUCN). Scotland's centre of expertise for waters.
- B., J. (2011). Partitioning Error Sources for Quality Control and Comparability Analysis in Biological Monitoring and Assessment. En Modern Approaches To Quality Control. InTech. <https://doi.org/10.5772/22388>

- 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(1), 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.1101.04.151124>
- Cabrera, M., Capparelli, M. V., Ñacato-Ch, C., Moulatlet, G. M., López-Heras, I., Díaz González, M., Alvear-S, D. & 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>
- Calvo-Brenes, G. & Salazar-Céspedes, K. (2023). Estrategia de monitoreo hídrico comunitario para la microcuenca río Jorco basado en el análisis de indicadores fisicoquímicos, microbiológicos y biológicos de la calidad de agua. *Revista Tecnología en Marcha*. <https://doi.org/10.18845/tm.v36i4.6456>
- Castillejo, P., Ortiz, S., Jijón, G., Lobo, E. A., Heinrich, C., Ballesteros, I. & Rios-Touma, B. (2024). Response of macroinvertebrate and epilithic diatom communities to pollution gradients in Ecuadorian Andean rivers. *Hydrobiologia*, 851(2), 431–446. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05276-6>
- EPA. (2023). What are benthic macroinvertebrates? Indicators: Benthic Macroinvertebrates. <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-benthic-macroinvertebrates>
- Eriksen, T. E., Brittain, J. E., Søli, G., Jacobsen, D., Goethals, P. & Friberg, N. (2021). A global perspective on the application of riverine macroinvertebrates as biological indicators in Africa, South-Central America, Mexico and Southern Asia. *Ecological Indicators*, 126, 107609. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107609>
- FAOLEX. (2007). Decreto No 33903-S-MINAE — Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales. LEX-FAOC074387.
- Farukuzzaman, Md., Sultana, T., Paray, B. A., Arai, T. & Hossain, M. B. (2023). Ecological habitat quality assessment of a highly urbanized estuary using macroinvertebrate community diversity and structure. *Regional Studies in Marine Science*, 66, 103149. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103149>
- Ferreira, A. (2015). Respuestas poblacionales de macroinvertebrados a distintas calidades de agua en cuerpos lóticos de la llanura pampeana [Universidad Nacional de La Plata]. <https://doi.org/10.35537/10915/44807>
- Guerrero, N., González, B., Pérez, A. & Arriaga, G. (2022). AQUATIC MACROINVERTEBRATE COMMUNITY STRUCTURE IN SOIL USE IN THE LOWER MOCACHE RIVER MICROWATERSHED, ECUADOR. *Journal of Pharmaceutical Negative Results*, 13(3), 748–756.
- Hawkins, C. P. & Carlisle, D. M. (2022). Biological Assessments of Aquatic Ecosystems. *Encyclopedia of Inland Waters*, Second Edition, 2, 525–536. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00100-6>
- Kumari, P. & Maiti, S. K. (2020). Bioassessment in the aquatic ecosystems of highly urbanized agglomeration in India: An application of physicochemical and macroinvertebrate-based indices. *Ecological Indicators*, 111, 106053. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106053>
- López-Delgado, E. I., Vásquez-Ramos, J. I., Villa-Navarro, F. I. & Reinoso-Florez, G. I. (2015). Ciencias-Biológicas Assessing the quality of the riparian forest using a simple and rapid method in two rivers of tropical dry forest (Tolima, Colombia). *Revista Tumbaga*, 10(10), 6–29.
- Magallón Ortega, G., Escalera Gallardo, C., López-López, E., Sedeño-Díaz, J. E., López Hernández, M., Arroyo-Damián, M. & Moncayo-Estrada, R. (2021). Water Quality Analysis in a Subtropical River with an Adapted Biomonitoring Working Party

- (BMWP) Index. Diversity, 13(11), 606.
<https://doi.org/10.3390/d13110606>
- Magurran, A. (2004). The commonness and rarity of species. En *Measuring biological diversity*. (Blackwell Science, pp. 256–256). Blackwell Publishing.
- Manzanilla Quijada, G. E., Mata Balderas, J. M., Treviño Garza, E. J., Aguirre Calderón, Ó. A., Alanís Rodríguez, E. & Yerena Yamallel, J. I. (2020). Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(61).
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.703>
- Mir, Z. A., Arafat, M. Y. & Bakhtiyar, Y. (2021). Benthic Macroinvertebrates as Bioindicators of Water Quality in Freshwater Bodies. En *Freshwater Pollution and Aquatic Ecosystems* (pp. 165–184). Apple Academic Press.
<https://doi.org/10.1201/9781003130116-7>
- Montiel, J., Osorio, H., Fraiz, A., Dominici-Arosemena, A., Ramos-Merchante, A., Ortega-Samaniego, Q. M. & Caballero, P. (2022). Evaluation of the Ecological Status in Riverbank Sites (Pacora, Juan Díaz and Matasnillo) using the QBR Riparian Forest Index in the Province of Panama, Panama. *International Journal of Environmental Impacts: Management, Mitigation and Recovery*, 5(3), 227–235.
<https://doi.org/10.2495/EI-V5-N3-227-235>
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N. & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147–163.
<https://doi.org/10.1002/aqc.529>
- Murillo Conterón, J., Peña Murillo, R. & Román Robalino, D. (2021). Ecosystemic Services Linked to Water and Plant diversity of the San José de Chazo-Santa Fe de Galán Region. *ESPOCH Congresses: The Ecuadorian Journal of S.T.E.A.M.*
<https://doi.org/10.18502/epoch.v1i4.9523>
- Rosenberg, D. & Resh, V. (1992). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. En *Freshwater biomonitoring and benthics macroinvertebrate* (pp. 40–158). Champan & Hall.
- Segura-Méndez, F. J., Pérez-Sánchez, J. & Senent-Aparicio, J. (2023). Evaluating the riparian forest quality index (QBR) in the Luchena River by integrating remote sensing, machine learning and GIS techniques. *Ecology & Hydrobiology*, 23(3), 469–483.
<https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2023.04.002>
- Silva-Araújo, M., Silva-Junior, E. F., Neres-Lima, V., Feijó-Lima, R., Tromboni, F., Lourenço-Amorim, C., Thomas, S. A., Moulton, T. P. & Zandonà, E. (2020). Effects of riparian deforestation on benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic forest streams. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(4), 277–282.
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.09.004>
- Simaika, J. P., Stribling, J., Lento, J., Bruder, A., Poikane, S., Moretti, M. S., Rivers-Moore, N., Meissner, K. & Macadam, C. R. (2024). Towards harmonized standards for freshwater biodiversity monitoring and biological assessment using benthic macroinvertebrates. *Science of The Total Environment*, 918, 170360.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170360>
- Sinche, F., Cabrera, M., Vaca, L., Segura, E. & Carrera, P. (2023). Determination of the ecological water quality in the Orienco stream using benthic macroinvertebrates in the Northern Ecuadorian Amazon. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 19(3), 615–625.
<https://doi.org/10.1002/ieam.4666>
- Su, Y., Li, W., Liu, L., Li, J., Sun, X. & Hu, W. (2020). Assessment of medium and small river health based on macroinvertebrates habitat suitability curves: a case study in a tributary of Yangtze River, China. *Water Policy*, 22(4), 602–621.
<https://doi.org/10.2166/wp.2020.205>
- Tello, L. G. & Sánchez, A. A. (2019). Contaminación ambiental en los acuíferos de

- Ecuador. Necesidad de su reversión desde las políticas públicas con enfoque bioético. *Rev. Iberoam. Bioecon. Cambio Clim.*, 5(9), 1053–1102. <https://doi.org/10.5377/ribcc.v5i9.7946>
- UNAD. (2013). Índices de diversidad. Slideshare. <https://www.slideshare.net/19922305/indices-de-diversidad-28029478>
- Zhang, J., Jiang, P., Chen, K., He, S., Wang, B. & Jin, X. (2020). Development of biological water quality categories for streams using a biotic index of macroinvertebrates in the Yangtze River Delta, China. *Ecological Indicators*, 117, 106650. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106650>
- Zhang, Q., Yang, T., Wan, X., Wang, Y. & Wang, W. (2021). Community characteristics of benthic macroinvertebrates and identification of environmental driving factors in rivers in semi-arid areas – A case study of Wei River Basin, China. *Ecological Indicators*, 121, 107153. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107153>