




Estructura de macroinvertebrados acuáticos y su relación con usos de suelo en la cuenca alta del río Quevedo

Structure of aquatic macroinvertebrates and their relationship with land uses in the upper basin of the Quevedo River

Guerrero Chuez Norma María ^{1*} 
Universidad Técnica Estatal de Quevedo

Urdánigo Zambrano Juan Pablo ² 
Universidad Técnica Estatal de Quevedo

Nieto Cañarte Carlos Alberto ³ 
Universidad Técnica Estatal de Quevedo

Toro Rincón Aimara ⁴ 
Quevedo, Ecuador

Fecha recepción: 15 de junio de 2020

Fecha aceptación: 16 de julio de 2020

© 2020 Universidad de Córdoba. Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la licencia Creative Commons Attribution License, que permite el uso ilimitado, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre que el autor original y la fuente se acreditan.

¹ Magister en Manejo Integral de Cuencas Hidrográficas, Universidad Técnica Estatal de Quevedo. Docente de la Carrera de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales, Quevedo, Ecuador, nguerrero@uteq.edu.ec, Av. Quito Km 1.5 vía Santo Domingo de los Tsáchilas. EC.120301, teléfono 0996320835, <https://orcid.org/0000-0003-3192-5981>; c

² Universidad Técnica Estatal de Quevedo. Docente de la Carrera de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales, Quevedo, Ecuador, jurdanigo@uteq.edu.ec, <https://orcid.org/0000-0002-8972-0279>,

³ Master en Planificación Territorial y Gestión Ambiental, Universidad Técnica Estatal de Quevedo. Docente de la Carrera de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales, Quevedo, Ecuador, cnieto@uteq.edu.ec, <https://orcid.org/0000-0003-1817-9742>

⁴ Toro Rincón Aimara, Ingeniera en Gestión Ambiental, Quevedo, Ecuador, aimararin.toro@uteq.edu.ec, <https://orcid.org/0000-0001-9050-8884>

RESUMEN

Los usos de suelo son un factor que afecta en gran medida a la vegetación ribereña y las comunidades de insectos acuáticos. El objetivo del estudio fue evaluar la respuesta de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos al cambio de cobertura ribereña de la cuenca alta del río Quevedo, Ecuador. Durante los meses de enero a marzo 2018 se realizaron 36 muestreos en 12 estaciones en cuatro usos de suelo (bosque, pastizal, agrícola y mina), los especímenes recolectados fueron identificados hasta género. Se registraron variables fisicoquímicas del agua: oxígeno disuelto, potencial de hidrógeno, conductividad, temperatura, y sólidos disueltos totales. Se capturaron 2189 macroinvertebrados, distribuidos en 11 órdenes, 38 familias y 51 géneros. La prueba ANOSIM estableció que el bosque presentó diferencias estadísticas en la similitud de abundancia de géneros de macroinvertebrados acuáticos entre los usos de suelo. De igual manera, el análisis PERMANOVA determinó que los usos de suelo presentaron diferencias estadísticas significativas en la composición de géneros, los usos de suelo que no presentaron diferencias estadísticas fueron: (1) agrícola y mina; (2) pastizal y mina; mientras que el bosque no presenta similitud. Existe influencia de los usos de suelo en la composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, siendo bosque el de mejor estado ecológico; a diferencia de pastizal, mina y agrícola con mala calidad ecológica.

PALABRAS CLAVE: bioindicadores, calidad del agua, biomonitoreo, conservación.

ABSTRACT

Land uses are a factor that greatly affects riparian vegetation and aquatic insect communities. The objective of the study was to evaluate the response of the aquatic macroinvertebrate communities to the change in the riparian coverage of the upper basin of the Quevedo River, Ecuador. During the months of January to March 2018, 36 samplings were carried out in 12 stations in four land uses (forest, grassland, agricultural and mine), the collected specimens were identified up to gender. Physicochemical variables of the water were recorded: dissolved oxygen, hydrogen potential, conductivity, temperature, and total dissolved solids. 2,189 macroinvertebrates were captured, distributed in 11 orders, 38 families and 51 genera. The ANOSIM test established that the forest presented statistical differences in the similarity of abundance of aquatic macroinvertebrate genera between land uses. Similarly, the PERMANOVA analysis determined that the land uses presented significant statistical differences in the composition of genres, the land uses that did not present statistical differences were: (1) agricultural and mining; (2) pasture and mine; while the forest does not present similarity. There is influence of land uses in the composition of the aquatic macroinvertebrate communities, being the forest the one with the best ecological status; Unlike pasture, mine and agricultural with poor ecological quality.

KEYWORDS: bioindicators, water quality, biomonitoring, conservation

INTRODUCCIÓN

Las grandes ciudades dependen de la cantidad y calidad del agua proporcionada por las cuencas

hidrográficas al tiempo que suministran agua para diferentes usos como el agrícola, industrial y de recreación (Recalde Moreno & Carrión, 2017). La cobertura de la tierra analiza los elementos físicos que ocupan un lugar en el espacio (cuenca hidrográfica), siendo las principales: vegetación (perenne y transitoria), cuerpos de agua (dulce o salada), zona antrópica, suelo (por lo regular desnudo o en barbecho). El uso de la tierra está en congruencia a las acciones humanas y/o a las funciones económicas, como los cultivos y/o estructuras antropogénicas desarrolladas en una zona específica.

A pesar de su destacada importancia, los ecosistemas dulceacuícolas vienen sufriendo grandes impactos por factores antropogénicos, como el represamiento y remoción de la vegetación ribereña, que ocasionan cambios drásticos en el flujo natural de la materia y la energía y modificaciones en el ciclo de nutrientes, especialmente del nitrógeno y fósforo, y en la disponibilidad de sustratos orgánicos. Asimismo, los cambios en el uso del suelo hacen que los recursos hídricos sufran degradación de la calidad a través de la contaminación agroquímica, incremento de la carga orgánica y aumento de la sedimentación (Meza et al., 2012).

Actualmente se han desarrollado métodos y técnicas de muestreo en cuerpos de agua, para estimar la calidad ambiental en función de la presencia y dominancia biológica de los macroinvertebrados muestreados en el entorno fluvial (Pardo et al., 2002).

Es por ello que se pretende evaluar durante los meses de enero a marzo del 2018, la respuesta de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos al cambio de cobertura ribereña (bosque, pastizal, agrícola y minera), y su relación con variables fisicoquímicas del agua: oxígeno disuelto, potencial de hidrógeno, conductividad, temperatura, y sólidos disueltos totales en la cuenca alta del río Quevedo, Ecuador

1. MATERIALES Y MÉTODOS.

1.1. Área de estudio

El área de estudio corresponde a la cuenca alta del río Quevedo, provincia Los Ríos, Ecuador (ver Fig. 1). Se caracteriza por presentar una temperatura promedio de 28 °C y una altitud de 74 msnm. El estudio se realizó durante los meses de enero a marzo 2018 donde se consideraron 36 muestreos en 12 estaciones de cuatro usos de suelo (bosque, pastizal, agrícola y mina).

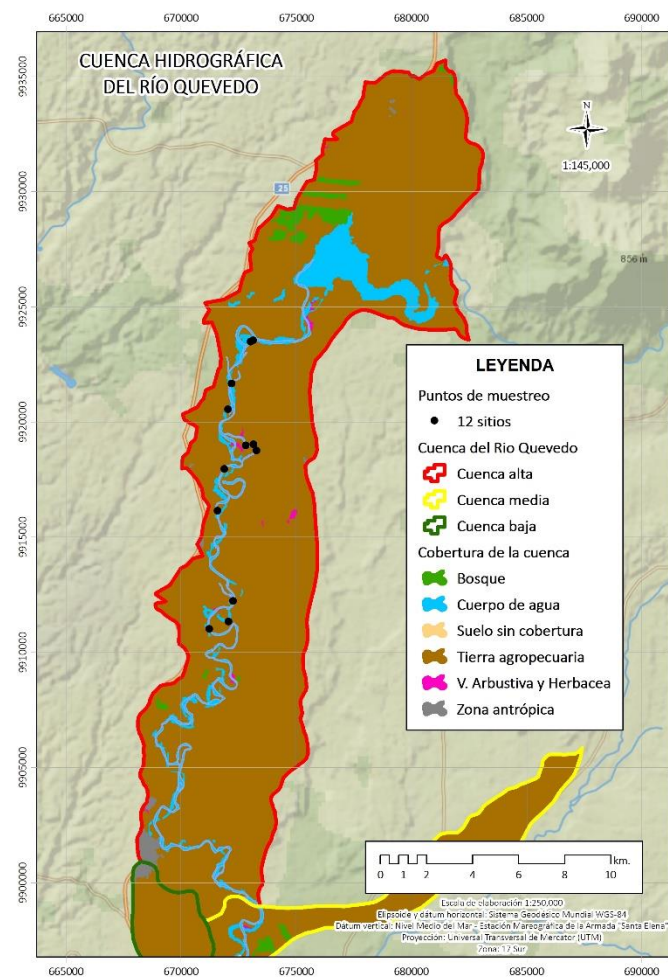


Figura 1. Área de estudio y localización de las estaciones de muestreo

Fuente: elaboración propia

1.2. Muestreo e identificación de macroinvertebrados acuáticos

Este protocolo se ajustó a la metodología utilizada para la toma de muestras de macroinvertebrados, expuesta por (Rúa & Roldán, 2008). En cada estación de muestreo los macroinvertebrados acuáticos fueron colectados realizando un barrido a contracorriente usando la red D-net de 405 cm² y con malla de 500 μm, incluyendo troncos, rocas y vegetación sumergida, con un esfuerzo de 10 minutos a una longitud de 10 metros a cada orilla del cauce del

río previamente delimitado. Las muestras recolectadas fueron conservadas en alcohol al 70 %, rotuladas y almacenadas. La identificación taxonómica de los especímenes se realizó hasta el nivel de género, utilizando un estereoscopio y claves taxonómicas especializadas (Roldán, 2003; Domínguez & Fernández, 2009), las muestras se encuentran depositadas en el laboratorio de Microbiología y Entomología de la Universidad Técnica Estatal de Quevedo.

1.3. Parámetros físico químicos

Con el fin de describir el hábitat, en cada sitio de muestreo se registraron in situ los parámetros de oxígeno disuelto (mg/l) y temperatura (°C), con medidor portátil (Milwaukee Mw600) y el potencial de hidrógeno, conductividad (μS/cm), sólidos disueltos totales (ppm), mediante un medidor portátil (Hanna HI 98192).

1.4. Índices Bióticos

Para establecer el efecto de los distintos usos de suelo sobre la calidad hídrica del río Quevedo; se aplicó en cada unidad de muestreo el índice biótico Biological Monitoring Working Party (BMWP-Cr), el cálculo de este índice se realizó tomando en cuenta los distintos taxones encontrados en las estaciones de muestreo. La calidad de la vegetación de ribera (QBR), se evaluó mediante el protocolo de vegetación de ribera compuesto por cuatro componentes del hábitat ribereño; (1) grado de cobertura de la

cubierta vegetal, (2) estructura de la vegetación, (3) calidad de la cubierta vegetal y (4) grado de naturalidad del canal fluvial. En las cuales se asignaron puntuaciones que oscilan entre 0 y 25 dependiendo del estado de cada una (Munné et al., 2003). Además se determinó las características del hábitat fluvial mediante el índice (IHF), el mismo que contiene 7 apartados que evalúan: (1) inclusión y limitación del sustrato, (2) frecuencia de rápidos, (3) composición del sustrato, (4) regímenes de velocidad y profundidad, (5) sombra en el cauce, (6) elementos de heterogeneidad y (7) cobertura de vegetación acuática.

1.5. Análisis de Datos

La diversidad de la comunidad macrobentónica se determinó mediante el uso del índice de diversidad de Shannon– Weaver (H'), la dominancia a través del índice de Simpson ($I-D$). Además se calculó la riqueza de especies mediante el índice de Pielou (J'), para cada estación de muestreo utilizando el programa estadístico PAST (Hammer, Harper, & Ryan, 2001).

Se realizó un análisis de similitudes no paramétricas (ANOSIM) con (nivel de significancia del 1%), de dos vías a la diversidad, equidad y riqueza, para identificar las diferencias estadísticas en la similitud de

abundancia de géneros de macroinvertebrados acuáticos entre los usos de suelo, utilizando el software PRIMER 6.0 (Cárdenas & Mair, 2014). Las diferencias de estructura y composición de los géneros de macroinvertebrados entre los usos de suelo, se realizó con un análisis de varianza multivariado basado en permutaciones (PERMANOVA), el diseño incluyó dos factores usos de suelo y géneros de macroinvertebrados acuáticos

Para comprobar las posibles diferencias de los índices calculados, y los parámetros físico químicos en función de los usos de suelo, se realizó un análisis de varianza o ANOVA de una vía, previa evaluación de los supuestos de Normalidad (test de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianza (test de Levene). Se consideraron significativos los valores con una significancia $p < 0,05$.

El grado de correlación entre la abundancia de macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos en los distintos usos de suelo se evaluó con un análisis de redundancia (RDA). Se utilizó dos matrices de datos para correlacionar los patrones de abundancia de macroinvertebrados acuáticos y las características físico químicas del agua. La primera matriz de abundancia de especies pasó por la transformación Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001), las especies raras ($< 10\%$ de la

frecuencia total) fueron removidas del análisis ya que disminuyen el poder de la ordenación de los datos (Hill and Gauch Jr 1980; Gauch 1982). La segunda matriz con datos fisicoquímicos del agua fue analizada para remover las variables colineales mediante los criterios estadísticos: (1) factor de inflación de la varianza (VIF) >10 y (2) step forward con 999 permutaciones (Leprieur et al., 2008). Todos los análisis multivariados fueron realizados con el paquete Vegan (Oksanen et al., 2015) en el programa R (Team, 2015).

2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.1. Variables físico químicas

Los valores promedio de las variables físico-químicas del agua para los tres usos de suelo se presentan en la tabla 1. Se encontró valores altos en el uso de suelo pastizal en cuanto a los parámetros oxígeno disuelto (8.5 mg/l), total de sólidos disueltos (37.7 mg/l) y conductividad eléctrica (76.1 $\mu\text{S cm}^{-1}$) y valores decrecientes en el uso de suelo bosque oxígeno disuelto (7.4 mg/l), total de sólidos disueltos (29.7 mg/l), y conductividad eléctrica (61.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$) respectivamente. Por su parte la temperatura del agua osciló entre (31.7 °C) uso de suelo agrícola y (29.5 °C) uso de suelo pastizal, mientras que el pH varió entre (8.2) en el uso de suelo bosque y (7.5) en uso de suelo pastizal.

Los resultados obtenidos de las variables físico-químicas del agua coinciden con lo expuesto por (Ortiz et al., 2019) quienes afirman que existe una correlación entre las variables analizadas y la ubicación geográfica, este último influenciado directamente por las actividades antropogénicas. Mientras que (Yépez Rosado et al., 2017) mostró en un estudio realizado en el río Quevedo en sitios de descarga de aguas residuales que los valores promedios de los parámetros de calidad como oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, y sólidos disueltos totales de agua fueron similares entre los puntos de muestreo.

2.2. Variabilidad taxonómica de macroinvertebrados acuáticos entre uso de suelo

Se capturaron 2189 macroinvertebrados, distribuidos en 11 órdenes, 38 familias y 51 géneros. El género más abundante en los tres usos de suelo fue *Vacuperinus* perteneciente al orden Ephemeroptera (19.23%), seguido del género *Geromorpha* (14.89%) del orden Hemiptera (tabla 1).

Los resultados de los índices de diversidad aplicados demostraron que el uso de suelo bosque posee una mayor riqueza de especies (11.7), seguido por el uso de suelo mina (8.2); mientras que los usos de suelo agrícola (7.1) y

pastizal (5.0) presentaron similitud estadística en la riqueza de especies. El índice de Shannon (H) demostró que uso de suelo bosque presentó la mayor diversidad de macroinvertebrados acuáticos (1.7), seguido por el uso de suelo mina (1.5), mientras pastizal (1.2) y agrícola (1.3) tienen una diversidad de especies similar. Los usos de suelo investigados no presentaron diferencias estadísticas en abundancia, dominancia y equitatividad (tabla 2).

Algo similar se dio en un estudio realizado en un estudio realizado en varios usos de suelo de la microcuenca el Sapanal por (Guerrero et al., 2017), donde el uso de suelo bosque presentó mayor número de individuos, mientras que los puntos que presentaron menor número de individuos se concentraron en el uso de suelo agrícola.

Los resultados obtenidos de la captura de macroinvertebrados en la zona boscosa, concuerdan por lo manifestado por (Lopez - Delgado et al., 2015) quienes establecen que, en las zonas forestales con poca intervención antrópica, alberga la mayor diversidad de macroinvertebrados y por (Guevara-Mora et al., 2016) quienes sustentan que en la zona agrícola encontraron menos diversidad de macroinvertebrados, debido a la intervención

humana. Por su parte, a nivel temporal existe una disminución del índice de Shannon-Weaver, de la riqueza de familias, así como del número de taxones raros durante el período lluvioso en un estudio realizado en el Bosque Protector Murocomba, durante dicho período, la diversidad disminuyó marcadamente en una quebrada con cobertura de plantaciones forestales, además se evidencian diferencias significativas en el índice de Shannon-Weaver entre las coberturas de uso de suelo y épocas (Mancera-Rodríguez et al., 2019)

Se obtuvo diferencias significativas del Índice BMWP-Cr entre los usos de suelo, demostrando que el uso de suelo bosque (42.77) presenta una calidad de agua mala contaminada seguido de los usos de suelo mina (29.22), agrícola (22.22) y pastizal (18.33) con agua de calidad mala muy contaminada. Esto concuerda con estudios realizados por (Guerrero et al., 2017) al evaluar la calidad del agua en diferentes usos de suelo dentro de la microcuenca "El Sapanal" al aplicar el Índice BMWP-Cr en cultivos agrícolas y pastizal presentó varios valores en un rango de 36-60, lo que corresponde a aguas de calidad mala, contaminadas.

Tabla 1. Número total de macroinvertebrados capturados en tres usos de suelo en la cuenca alta del río Quevedo, Ecuador.
Total number of macroinvertebrates captured in three land uses in the upper basin of the Quevedo River, Ecuador

CLASE / ORDEN	FAMILIAS	GÉNERO	USOS DE SUELO			
			BOSQUE	MINA	AGRICOLA	PASTIZAL
TRICHOPTERA	Odontoceridae	<i>Barypenthus</i>		2		
		<i>Marilia</i>	3			4
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	2			0
	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	1	1		2
	Calamoceratidae	<i>Banyallarga</i>	1			
	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	3	3		1
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	8	2		
		<i>Mayotrichia</i>				1
	Xiphocentronidae	<i>N.N</i>	1			
		<i>Macrostemun</i>				2
Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>				1	
	<i>Macronema</i>				2	
	<i>Calosopsyche</i>	2	24	1	1	
COLEOPTERA	Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i>	4		0	
	Elmidae	<i>Heterelmis</i>			14	
		<i>Macrelmis</i>	28	94	111	25
	Staphylinidae	<i>Stenus</i>	2		0	
	Hydrophilidae	<i>Tropisternus</i>	15		0	
		<i>Hydrobius</i>	5	3	0	1
	hydrochidae	<i>Hydrochis</i>			1	
Heteroceridae	<i>Tropicus</i>		1	1		
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	<i>Traverella</i>		1	1	
		<i>Camelobaetidius</i>	99	71	29	13
	Baetidae	<i>Americabaetis</i>	22	11	3	
		<i>Baetodes</i>		3	6	
	Leptohiphidae	<i>Leptohyphes</i>	18	2	0	15
		<i>Lomohipes</i>				14
		<i>Tricorythodes</i>			6	
		<i>Lumahyphes</i>		25	10	
Caenidae	<i>Vacuperinus</i>	275	44	85	17	
HEMIPTERA	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	1		0	
		<i>Diplonychus</i>	8		0	
	Corixidae	<i>Heterocorixa</i>	5	4	0	1
		<i>N.N</i>	1		0	5
	Naucoridae	<i>Macroptero</i>	10	27	46	11
		<i>Ambrysus</i>	1	1	0	
		<i>Cryphocricos</i>		8	2	
	Hydrometridae	<i>Hydrometra</i>	1		0	
		<i>Geromorpha</i>	10	57	259	
	Gerridae	<i>Trepobates</i>	1		0	
<i>Limnogonus</i>			4	0		
ODONATA	Gomphidae	<i>Epigomphus</i>		1	0	
	Libellulidae	<i>Elasmothemis</i>	5		0	2
	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	3		0	
	Coenagrionidae	<i>Argia</i>			1	4
DIPTERA	Tabanidae	<i>Tipula</i>	2		0	

CLASE / ORDEN	FAMILIAS	GÉNERO	USOS DE SUELO			
			BOSQUE	MINA	AGRICOLA	PASTIZAL
	Ceratopogonidae	<i>Alluaudomyia</i>			1	1
	Empididae	<i>hemerodromia</i>		1	2	
	Chironomidae	<i>Pentaneura</i>		6	3	
ANELIDA	Oligochaeta	<i>N.N</i>	2	1	22	
ARACHNIDA	Arachnoidea	<i>N.N</i>	1		0	
OSTRACODA	Atydae	<i>Atyaephyra desmaresti</i>	26	3	0	
BIVALVIA	Unionidae	<i>NN</i>	2		0	
	Corbiculidae	<i>Corbicula</i>	9	58	67	116
GASTROPODA	Thiaridae	<i>Melanoides</i>	115	56	3	55
	Ampullaroidae	<i>Pomacea canaliculata</i>	8	6	1	

Fuente: elaboración propia

El análisis de similitud ANOSIM determinó que el uso de suelo bosque (Group 2) presentó diferencias estadísticas de similitud en la abundancia de géneros de macroinvertebrados acuáticos entre los usos de suelo (R: 0.3466; $p < 0.0001$). grupo 1: agrícola, 2 bosque, 3 mina 4 pastizal (ver Fig. 2). La mayor abundancia de

organismos está relacionada con la mayor disponibilidad de sustratos heterogéneos y con la mayor cobertura de vegetación ribereña intacta, que ofrece un mayor suministro de material alóctono que sirve como alimento y sustrato para la comunidad (Ayala Ramírez et al., 2019)

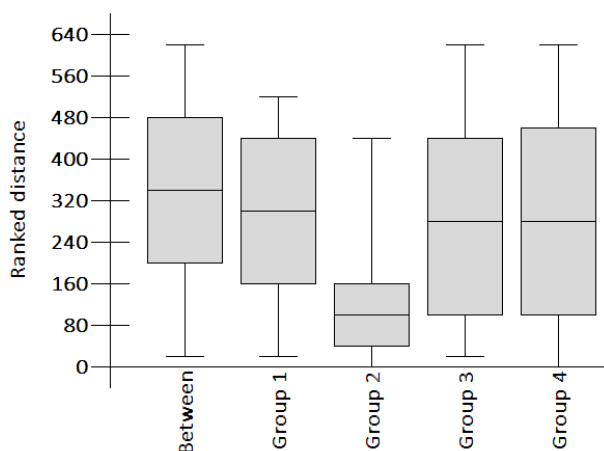


Figura 2. Análisis de similitud ANOSIM entre géneros de macroinvertebrados acuáticos y los usos de suelo
Fuente: elaboración propia

En cuanto al análisis PERMANOVA los usos de suelo presentaron diferencias estadísticas

significativas ($F:1.707$; $p: 0.0039$), por su parte los usos de suelo que no presentaron diferencias estadísticas fueron: (1) agrícola y mina; (2) pastizal y mina; mientras que el uso de suelo bosque no presenta similitud estadística en la composición de géneros con los mismos. Sin embargo, el bosque presenta diferencias en la estructura y composición con respecto a los usos de suelo. La diversidad de macroinvertebrados

bentónicos en los ríos urbanos se encuentran influenciados por las fuentes de contaminación puntuales y difusas asociados a la urbanización, actividades agrícolas e industriales, lo que simplifica su estructura, repercutiendo en menor riqueza y diversidad de familias (Yépez Rosado et al., 2017)

Tabla 2. Valores de los índices y características químicas en tres usos de suelo de la cuenca alta del río Quevedo. Index values and chemical characteristics in three land uses of the upper Quevedo river basin

	Agrícola	Bosque	Mina	Pastizal
Número de familias	7.11111bc	11.7778a	8.22222b	5c
Número de Individuos	75	77.7	57.7	32.6
Índice de Shannon (H)	1.32889b	1.77889a	1.55ab	1.20889b
Dominancia de Simpson (1-D)	0.628889	0.746667	0.7	0.62
Índice de equidad Pielou J	0.71	0.73	0.737778	0.805556
OD (mg/l)	8.1	7.4	8.2	8.5
Total de sólidos disueltos (mg/l)	31.5	29.7	31.2	37.7
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	70.8	61.0	65.1	76.1
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	31.7	33.1	31.3	29.5
pH	7.8	8.2	7.6	7.5
Índice BMWP-Cr	22.22b	42.77a	29.22ab	18.33b

Fuente: elaboración propia

El resultado del ANOVA (tabla 3) mostró que existen diferencias significativas entre los parámetros físicos químicos y los usos de suelo, siendo el pH en el uso de suelo bosque estadísticamente diferente a los demás (8.17) ligeramente alcalinos. La temperatura tanto en

el uso de suelo bosque (33.12°C), como en el pastizal (29.55°C) mostraron valores diferentes a mina (31.3°C) y agrícola (31.74°C). En cuanto a la conductividad se mostraron valores similares entre los usos de suelo pastizal ($70.88 \mu\text{S cm}^{-1}$) y agrícola ($76.11 \mu\text{S cm}^{-1}$) de igual

forma entre bosque (61.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$) y mina (65.1 $\mu\text{S cm}^{-1}$). Por su parte el valor del total de sólidos disueltos en el uso de suelo pastizal (37,77 mg/l) fue diferente los demás usos de suelos, que presentaron valores entre (29.77 mg/l y 31.55 mg/l). Mientras que el oxígeno disuelto fue menor en el uso de suelo bosque (7.45 mg/l) a diferencia de los demás cuyos valores oscilaron entre (8.14 mg/l) y (8.55 mg/l).

Es importante mencionar que según el Texto Unificado de Legislación Secundaria del }Ministerio de Ambiente del Ecuador (TULSMA; Libro VI, Anexos 1) establece los criterios de calidad para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces cálida, cuyo resultado de las variables físico-químicas analizadas (pH, T, CE, TDS y OD) se encuentran dentro de los Límites Máximo Permisibles.

Tabla 3. Anova variables fisicoquímicas vs usos de suelo. Anava physicochemical variables vs land uses

	Agrícola	Bosque	Mina	Pastizal
pH	7.82ab	8.178a	7.63ab	7.51b
Temperatura (°C)	31.74ab	33.12a	31.3ab	29.55b
Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	70.88a	61.0b	65.11b	76.11a
TDS(ppm)	31.55b	29.77b	31.22b	37.77a
OD(mg/l)	8.144b	7.455c	8.23ab	8.55a

Fuente: elaboración propia

El modelo del Análisis de Redundancia con las variables de estudio fue significativo ($F=2.6144$; $p=0.001$ ***), presentó un coeficiente de determinación (R^2) de 30.34%. Se realizó un análisis de colinealidad del modelo con el factor de inflación de la varianza (VIF) de los parámetros físico químicos de calidad del agua presentando valores menores a 5%

respectivamente; además, se aplicó la técnica estadística step forward identificando que los parámetros de menor colinealidad en el modelo fueron temperatura (T), sólidos disueltos totales (TDS) y oxígeno disuelto (OD) ($F=3.3293$; $p=0.001$ ***; $R^2= 23.78\%$). El modelo de análisis de redundancia final estuvo conformado por las variables de menor

colinealidad (ver Fig. 3).

El análisis de redundancia indicó que las especies Geromorpha y Macroptero se encuentran levemente influenciadas por las concentraciones de oxígeno disuelto (OD), mientras la especie Vacuperinus por la temperatura (T), de igual manera los sólidos disueltos totales (TDS) tienen influencia sobre los individuos de la especie Melanoides. Estos

conducen con (Morelli & Verdi, 2014), donde se resalta la importancia de las variables: conductividad, pH y temperatura y su influencia en la distribución de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, por otra parte (Giacomett & Bersosa, 2006) sugieren que la temperatura es el factor mayor para la riqueza y composición de especies de invertebrados acuáticos

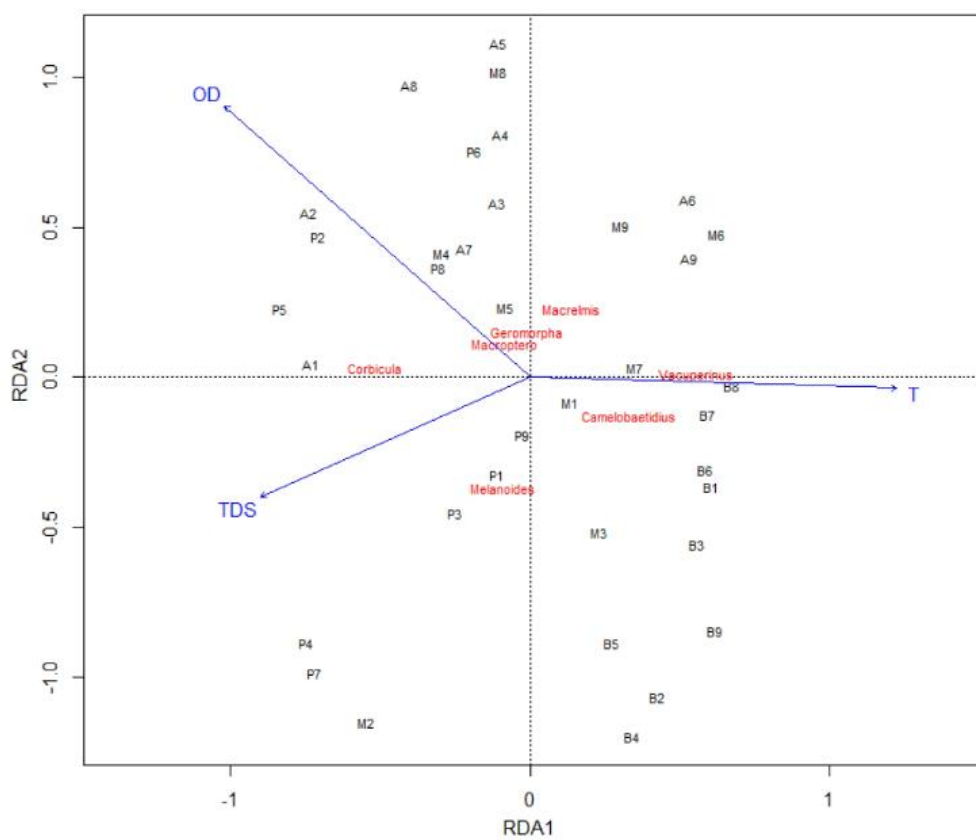


Figura 3. Análisis de redundancia en los usos de suelo
Fuente: elaboración propia

3. CONCLUSIONES

El estudio de la estructura de las comunidades de

macroinvertebrados en la cuenca alta del río Quevedo, evidencio que la dinámica de los

macroinvertebrados acuáticos está asociada en forma directa a los cambios en el ecosistema natural. El uso de suelo bosque posee la mayor diversidad de macroinvertebrados acuáticos, que a medida que las condiciones ambientales son favorables y la contaminación del agua se reduce aumenta el número de familias, a su vez los parámetros fisicoquímicos que influyeron levemente en la distribución de los géneros fueron: oxígeno disuelto (OD) en Geromorpha, Macroptero, temperatura (T) en Vacuperinus y sólidos disueltos totales del agua (TDS) en Melanoides.

REFERENCIAS

- [1]. Ayala Ramírez, S., Reinoso González, W. A., Calderón Rivera, D. S., Jaramillo Londoño, Á. M., & Mesa Fernández, D. J. (2019). Determinación de la calidad del agua del río Frío (Cundinamarca, Colombia) a partir de macroinvertebrados bentónicos. *Avances: Investigación En Ingeniería*, 16(1), 49–65. <https://doi.org/10.18041/1794-4953/avances.1.5191>
- [2]. Cárdenas, M., & Mair, J. (2014). Caracterización de macroinvertebrados bentónicos de dos ramales estuarinos afectados por la actividad industrial, Estero Salado-Ecuador. *Intropica*, 9(593), 118. <https://doi.org/10.21676/23897864.1439>
- [3]. Domínguez E, Fernández H, editors. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología* [Internet]. 2009, Fund ed. San Miguel de Tucumán; 2009. 654 p. Available from: <https://books.google.com.ec/books?id=Jkq2YgEACAAJ>
- [4]. Guerrero, N., Díaz, M., Urdánigo, J., Tayhing, C., Guerrero, V., & Yopez, Á. (2017). Uso de suelo y su influencia en la calidad del agua de la microcuenca El Sapanal, Ecuador. *Revista Cubana de Ciencias Biológicas*, 5(2), 1–11. <http://www.rccb.uh.cu/index.php/RCCB/article/view/156/265>
- [5]. Guevara-Mora, M., Pedreros, P., Urrutia, R., & Figueroa, R. (2016). Effects of agricultural water withdrawal in the fluvial habitat of benthic macroinvertebrates in Chile. *Hidrobiologica*, 26(3), 373–382. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dCBS/hidro/2016v26n3/guevaram>
- [6]. Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontología Electrónica*. Retrieved from <http://palaeoelectronica>.

- org/2001_1/past/issue1_01.html
- [7]. Hill, M. O., & Gauch, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. In *Classification and ordination* (pp. 47-58). Springer, Dordrecht.
- [8]. Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280.
- [9]. Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T., & Brosse, S. (2008). Fish invasions in the world's river systems: When natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biology*, 6(2), 0404–0410. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060028>
- [10]. Lopez - Delgado, E. O., Vásquez-Ramos, J. M., & Reinoso-Flórez, G. (2015). Listado taxonómico y distribución de los tricópteros inmaduros del departamento del Tolima. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(150), 42. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.108>
- [11]. Mancera-Rodríguez, N. J., Urdanigo, J. P., Díaz Ponce, M., Tay-Hing Cajas, C., Sánchez Fonseca, C., Yong Benitez, R., Armijo Albán, K., & Guerrero Chúez, N. (2019). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en quebradas con diferente cobertura ribereña en del bosque Protector Murocomba, cantón Valencia, Ecuador. *Revista de Biología Tropical*, 67(4), 861–878. <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i4.35190>
- [12]. Meza, A. M., Rubio, J., Dias, L., & Walteros, J. (2012). Calidad del agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*, 34(2), 443–456. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Water+quality+and+composition+of+aquatic+macroinvertebrates+in+the+subwatershed+of+river+Chinchiná#0>
- [13]. Morelli, E., & Verdi, A. (2014). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en cursos de agua dulce con vegetación ribereña nativa de Uruguay. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1160–1170. <https://doi.org/10.7550/rmb.45419>
- [14]. 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>
- [15]. Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R.

- B., ... & Wagner, H. (2015). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-10. 2013. There is no corresponding record for this reference.
- [16]. Ortiz, A. M. A., Noles, P., Cruz, A. D. la, Peñarrieta, F., & Alcantara, F. (2019). Variaciones físico-químicas de la calidad del agua del río Carrizal en Manabí TT - Variations of the water quality of the Carrizal River in Manabi. *Enfoque UTE*, 10(3), 30–41. http://scielo.senescyt.gob.ec/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1390-65422019000300030&lang=es%0Ahttp://none/pdf/enfoqueute/v10n3/1390-6542-enfoqueute-10-03-00030.pdf
- [17]. Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-tercedor, J., Jáimez-cuéllar, P., Moyà, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M. L., & Toro, M. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos . Diseño de un índice de diversidad de hábitat de diversidad de hábitat . September 2014.
- [18]. Recalde Moreno & Carrión. (2017). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad del agua de un Sistema fluvial alto andino ecuatoriano. 3, 1–13.
- [19]. Rodríguez-Téllez, E., Domínguez-Calleros, P. A., Pompa-García, M., Quirozarratia, J. A., & López, M. E. P. (2012). Calidad del bosque de ribera del río El Tunal, Durango, México; mediante la aplicación del índice QBR. *Gayana - Botanica*, 69(1), 147–151. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432012000100014>
- [20]. Rúa, J., & Roldán, G. (2008). Estudio de emergencia de insectos acuáticos en las zonas de bosque ripario, bosque plantado y pastos, abejorral (Antioquia, Colombia). *Rev. Acad. Colomb. Cienc*, 32(122), 105–123. http://www.accefyn.org.co/revista/Vol_32/122/105-123.pdf
- [21]. Team, R. C. (2015). A language and environment for statistical computing: URL <http://www.R-project.org/>. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- [22]. Yépez Rosado, Á., Yépez Yanez, Á. B., Urdánigo Zambrano, J., Morales Cabezas, D. C., Guerrero Chuez, N. M., & TayHing Cajas, C. C. (2017). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad hídrica en áreas de descargas residuales al río Quevedo, Ecuador. *Ciencia y Tecnología*, 10(1), 27–