



POSGRADOS

MAESTRÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES CON MENCIÓN EN REMEDIACIÓN Y RESTAURACIÓN

RPC-SO-17-NO.363-2020

OPCIÓN DE TITULACIÓN:

PROYECTO DE TITULACIÓN CON
COMPONENTES DE INVESTIGACIÓN
APLICADA Y/O DE DESARROLLO

TEMA:

VARIACIONES ESPACIO-TEMPORALES DE LA
COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÓNICOS EN LOS PÁRAMOS DEL SUR DE
ECUADOR

AUTOR:

RAMIRO ANDRÉS JIMÉNEZ ESPINOZA

DIRECTOR:

MANUEL ERNESTO DELGADO FERNÁNDEZ

CUENCA – ECUADOR
2023

Autor:**Ramiro Andrés Jiménez Espinoza**

Biólogo con Mención en Ecología y Gestión.
Candidato a Magíster en Recursos Naturales Renovables
con Mención en Remediación y Restauración por la
Universidad Politécnica Salesiana – Sede Cuenca.
ramiroandres496@gmail.com

Dirigido por:**Manuel Ernesto Delgado Fernández**

Licenciado en Ciencias de la Educación en la
especialidad de Química, Biología y Ciencias Naturales.
Magister en Tecnologías para el Aprovechamiento de
Recursos Naturales no Tradicionales.
Dottore Di Ricerca en Ecología Sperimentale y
Geobotanica
mdelgado@ups.edu.ec

Todos los derechos reservados.

Queda prohibida, salvo excepción prevista en la Ley, cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública y transformación de esta obra para fines comerciales, sin contar con autorización de los titulares de propiedad intelectual. La infracción de los derechos mencionados puede ser constitutiva de delito contra la propiedad intelectual. Se permite la libre difusión de este texto con fines académicos investigativos por cualquier medio, con la debida notificación a los autores.

DERECHOS RESERVADOS

2023 © Universidad Politécnica Salesiana.

CUENCA – ECUADOR – SUDAMÉRICA

RAMIRO ANDRÉS JIMÉNEZ ESPINOZA

Variaciones espacio-temporales de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en los páramos del sur de Ecuador

DEDICATORIA

A Cristina, mi esposa, por haberme apoyado desde el inicio de esta nueva experiencia y por haber sido ese motor en mi vida, haciendo que siempre me sienta respaldado en todas las decisiones que he tomado en el transcurso de mi vida profesional y personal.

Ramiro

AGRADECIMIENTO

Gracias a Dios, por darme la fuerza y la sabiduría para culminar mis estudios, a mi tutor, Dr. Ernesto Delgado, por su apoyo constante a lo largo de todo este tiempo, al Dr. Pedro Astudillo, por el soporte brindando durante el levantamiento de la información y en el desarrollo de este trabajo, a DPMECUADOR S.A., en la persona de Vicente Jaramillo y Scott Campbell por brindar financiamiento y apoyo logístico para el desarrollo de esta investigación. A mis padres, quienes desde la distancia siempre me brindaron ánimos para culminar este proceso y de manera especial a mi querida esposa, pilar fundamental de este logro, gracias por la paciencia y el apoyo incondicional durante toda esta etapa.

Ramiro

TABLA DE CONTENIDO

Resumen	7
Abstract	8
1. Introducción	9
2. Determinación del Problema.....	11
3. Marco teórico referencial.....	13
3.1. Los macroinvertebrados como bioindicadores de calidad ambiental.....	14
3.2. Variación espacial y temporal en la comunidad de macroinvertebrados	14
3.3. Variabilidad espacial de las características fisicoquímicas del agua	16
3.4. Variabilidad temporal de las características fisicoquímicas del agua	17
3.5. Composición y estructura del sustrato	17
3.6. Curvas estacionales de precipitación.....	18
4. Objetivos.....	20
4.1. Objetivo general.....	20
4.2. Objetivos específicos	20
5. Materiales y metodología.....	21
5.1. Área de estudio.....	21
5.2. Métodos.....	23
5.2.1. Monitoreo de macroinvertebrados.....	23
5.2.2. Estructura, composición del hábitat y tipos de sustratos	23
5.2.3. Parámetros fisicoquímicos	26
5.3. Análisis de datos	27
5.3.1. Diversidad alfa	27
5.3.2. Diversidad beta.....	28
6. Resultados	30
7. Discusiones	33
8. Conclusiones	36
Referencias	38

VARIACIONES ESPACIO-
TEMPORALES DE LA
COMUNIDAD DE
MACROINVERTEBRADOS
BENTÓNICOS EN LOS
PÁRAMOS DEL SUR DE
ECUADOR.

AUTOR(ES):

RAMIRO ANDRÉS JIMÉNEZ ESPINOZA

RESUMEN

Este trabajo tuvo como finalidad evaluar la variación de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos tanto espacial como temporalmente. Se determinaron 12 estaciones de monitoreo, distribuidas en tres microcuencas, las cuales fueron estudiadas durante 11 meses. En cada punto de monitoreo se tomaron datos de la estructura y composición del hábitat; así como datos referentes a los parámetros fisicoquímicos. Se utilizó un método de ordenación bajo el enfoque de análisis de componentes principales (PCA) basada en una matriz de correlación de abundancias de los grupos funcionales de cada estación de monitoreo. Posterior a la ordenación, las variables de estructura, composición del hábitat y sustratos, y las variables fisicoquímicas, se ajustaron linealmente para explicar los cambios en la composición de macroinvertebrados; en tanto que para entender las variaciones de la comunidad, estas fueron evaluadas por medio de modelos lineales en donde se utilizó como variable de respuesta el valor promedio de la diversidad beta para cada estación y como variables de respuesta se usó el factor curvas temporales (i.e., alta, media, baja). El análisis de ordenación mostró una tendencia clara en separar la comunidad de macroinvertebrados usando los grupos funcionales. Referente a la beta diversidad, la similitud de la comunidad incrementa significativamente cuando los caudales son mayores durante la curva de precipitación media ($p= 0.02$) y baja ($p= 0.005$); en cuanto al Índice Biótico Andino (ABI), este solo se ve influenciado positivamente cuando el caudal incrementa durante la curva de precipitación baja ($p= 0.03$). En consecuencia, tanto la estacionalidad como la heterogeneidad del hábitat influyen en los patrones mostrados tanto a escala temporal como espacial.

Palabras clave: Macroinvertebrados, variaciones temporales, variaciones espaciales, grupos funcionales.

ABSTRACT

The purpose of this study was to evaluate the variation of the aquatic macroinvertebrate community both spatially and temporally. Twelve monitoring stations were determined, distributed in three micro-watersheds, which were studied during 11 months. At each monitoring point, data were collected on habitat structure and composition, as well as data on physicochemical parameters. An ordination method was used under the principal component analysis (PCA) approach based on a correlation matrix of abundances of the functional groups of each monitoring station. After ordination, structure variables, habitat and substrate composition, and physicochemical variables were linearly adjusted to explain changes in macroinvertebrate composition; while to understand community variations, these were evaluated by means of linear models where the average value of beta diversity for each station was used as a response variable and the temporal curves (i.e., high, medium, low) were used as response variables. The ordination analysis showed a clear trend in separating the macroinvertebrate community using functional groups. Regarding beta diversity, community similarity increases significantly when flows are higher during the medium ($p= 0.02$) and low ($p= 0.005$) precipitation curve; as for ABI, it is only positively influenced when flow increases during the low precipitation curve ($p= 0.03$). Consequently, both seasonality and habitat heterogeneity seem to influence the patterns shown at both temporal and spatial scales.

Keywords: Macroinvertebrates, temporal variations, spatial variations, functional groups.

1. INTRODUCCIÓN

Las diversas estrategias que poseen los organismos surgen desde un proceso de aclimatación al hábitat, generando de esta manera una relación costo-beneficio (Southwood, 1977). En este sentido, la heterogeneidad del hábitat puede ser considerada desde dos escalas: temporales y espaciales; en base a esta consideración, se espera que los organismos presentes en un hábitat determinado posean rasgos funcionales parecidos, independientemente de sus relaciones filogenéticas (Townsend et al., 1994). En este contexto, un rasgo funcional es considerado como un atributo de la especie, referente a su fisiología, biología y ecología, que repercute en la supervivencia a nivel mundial (Violle et al., 2007), de tal manera que, la presencia de estos rasgos revela como los cambios en sus características, junto con los cambios ambientales, responden tanto en el rendimiento del individuo en niveles de organización superior como en la comunidad (Dénes et al., 2017; Pla et al., 2012).

Los macroinvertebrados acuáticos de los ecosistemas lóticos de bajo orden se desenvuelven en un medio que cambia frecuentemente debido a la dinámica hidráulica; de tal manera que, exhiben diferentes rasgos funcionales (Tomanova et al., 2008). Así, los rasgos funcionales poseen un alto uso como indicadores de alteraciones antrópicas, físicas y /o naturales en los ríos (v. g., temporalidad en el flujo de agua) y se proyectan como enfoque adicional al taxonómico en el conocimiento del funcionamiento y condición de los ecosistemas, ya que están estrechamente relacionados con aspectos metabólicos del mismo, por ende, ofrecen una representación adecuada para comprender el estado de un sistema (Bonada et al., 2006; Ding et al., 2017; Luiza-Andrade et al., 2017; Statzner et al., 2005).

Dentro de este marco, los sistemas altoandinos forman parte de las regiones con elevados niveles de endemismo y diversidad, así mismo, tienen gran importancia en la prestación de diversos servicios ecosistémicos, entre los cuales la regulación

hídrica es uno de los más importantes (Jiménez et al., 2021). En este sentido, a pesar de que este tipo de ecosistemas proporciona diversos beneficios, presentan una elevada alteración de sus hábitats (Castillo-Velásquez et al., 2020); de tal manera que, la utilización de indicadores biológicos para monitorear la alteración de los ecosistemas ha sido una herramienta altamente empleada; es así que los macroinvertebrados acuáticos forman importantes comunidades biológicas que permiten realizar una caracterización de los cuerpos de agua altoandinos (Molina, François-Marie, et al., 2008); sin embargo, a pesar de la relevancia que tienen estos, los estudios de este grupo en específico son escasos, y la escasa información se agrupa en distintas publicaciones en Norteamérica y Europa (Gabriel Roldán, 2016).

En base a lo descrito, determinar la influencia de las variables del hábitat (i.e., cuerpo de agua y vegetación de ribera, tipo de sustrato, parámetros fisicoquímicos) es clave para conocer la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos tanto a escala temporal como espacial.

2. DETERMINACIÓN DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

Los cursos de agua de la región andina son sustanciales precursores de grandes ríos (Allan et al., 2006). La mayor parte de los ríos de la región altoandina tienen origen del deshielo de los glaciares, que actualmente están desapareciendo como consecuencia del calentamiento global (Francou et al., 2000); a pesar de esta realidad, los estudios medioambientales y de fauna acuática realizados en los cuerpos de agua altoandinos son escasos; de tal manera que, los macroinvertebrados acuáticos componen importantes comunidades biológicas que caracterizan los cursos de agua corrientes en la región altoandina; sin embargo, y, a pesar de esta importancia, es poca la información que existe al respecto (G. Roldán, 1999).

En este contexto, los ecosistemas acuáticos, son claves para el mantenimiento de servicios ambientales (e.g., calidad y cantidad de agua) de los que dependen los asentamientos humanos (Martínez & Villalejo, 2019; Sánchez, 2007; Vásquez, 2010). Lo cual ha generado que estos sitios sean considerados como áreas prioritarias para la conservación (Chávez González et al., 2018). Dentro de este marco, muchos estudios se han enfocado en determinar parámetros para poder evaluar y establecer de manera clara y medible la calidad del agua.

El uso de macroinvertebrados como bioindicadores de calidad de agua ha sido ampliamente utilizado en monitoreos biológicos como medio de control de contaminación asociado a procesos productivos (Martínez-Rodríguez & Pinilla, 2014; Sotomayor, 2016). En este contexto, varios factores influyen en la ocurrencia de estos organismos. Por ejemplo, las características del hábitat como el tipo de vegetación de ribera, sustrato, altura de la vegetación (Molina, Pinto, et al., 2008; Rico-Sánchez et al., 2014). Estos parámetros ambientales están sujetos a cambios espaciales (e.g., gradientes de elevación o de uso de suelo) como así también a

cambios temporales (e.g., estacionalidad climática). Este trabajo busca determinar cuál es la relación entre las variaciones espacio-temporales y los cambios en los patrones de diversidad de la comunidad de macroinvertebrados presentes en los sistemas lóticos de los páramos de Quimsacocha, Andes Sur del Ecuador.

3. MARCO TEÓRICO REFERENCIAL

En la actualidad, el creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo, ha estimulado el desarrollo de criterios biológicos que permitan estimar el efecto de las intervenciones humanas (Guerrero, 2016; Norris & Hawkins, 2000). Dentro de los indicadores biológicos más utilizados en la evaluación de los ecosistemas fluviales del mundo, destacan los macroinvertebrados. El uso de estos como indicadores de la calidad de agua se fundamenta en el hecho de que estos organismos son sensibles a las variaciones ambientales y responden con cambios en su estructura y composición (Baltodano, 2016; Jiménez et al., 2021).

Un organismo indicador de calidad de agua es aquel que se encuentra presente o aumenta sus abundancias en función de parámetros fijos del ambiente (e.g. condiciones físico-químicas, interacciones ecológicas) (Forero et al., 2014; G. Roldán, 1999). No todos los organismos acuáticos podrán ser tomados como bioindicadores, las adaptaciones evolutivas a diferentes condiciones ambientales y límites de tolerancia a una determinada alteración dan las características a ciertos grupos que podrán ser considerados como organismos sensibles por no soportar variaciones en la calidad del agua, mientras que organismos tolerantes son característicos de aguas con varios parámetros ambientales que pueden incluir parámetros de polución (Galeano, 2018; Rosales & Sánchez Mateo, 2016). Así, cuando los parámetros son extremos los organismos sensibles mueren y su lugar es ocupado por los organismos tolerantes (Giacometti & Bersosa, 2006); de tal manera que los cambios de la estructura y composición de las comunidades bióticas pueden ser utilizados para identificar y evaluar los niveles de contaminación de un ecosistema acuático (Córdoba-Ariza et al., 2020).

Las variaciones en la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados se relacionan con las condiciones del hábitat, estacionalidad climática que representan cambios naturales dentro del medio pero, las alteraciones asociadas a actividades humanas también representan cambios en la comunidad de macroinvertebrados (Abraham et al., 2021; Molina, Pinto, et al., 2008; Motta-Díaz et al., 2020; Portilla Arcos, 2015; Rico-Sánchez et al., 2014). Sin embargo, la variación espacio-

temporal (e.g., monitoreos anuales en escalas de paisaje o unidades geográficas mayores) de los patrones de diversidad y ecología de macroinvertebrados en ríos altoandinos son poco estudiados (Jacobsen et al., 2008). En este contexto, para una mejor comprensión de los cambios en la comunidad de macroinvertebrados estudios con un enfoque espacio-temporal son necesarios.

3.1. LOS MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD AMBIENTAL

Los macroinvertebrados bentónicos son considerados como uno de los mejores indicadores del estado de los cuerpos de agua. El concepto de bioindicador utilizado para evaluar la calidad del agua se define como: una especie o conjunto de especies que tiene requisitos específicos en relación con una o un conjunto de variables químicas o físicas, por ejemplo, cambios en presencia/ausencia, abundancia, morfología o comportamiento de esa especie en particular, indican que las variables fisicoquímicas están cerca de límites aceptables (Rosenberg, 1992). Es decir, un bioindicador es aquel cuyas respuestas biológicas se observan en condiciones de perturbación ambiental, y se denominan organismos o sistemas biológicos que sirven para evaluar cambios en la calidad del ambiente.

3.2. VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL EN LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS

Previo a realizar un estudio ecológico de cualquier comunidad biótica se debe analizar el grado de variabilidad que esta presenta tanto a nivel temporal como espacial (Huston, 1994); de la misma manera, es importante entender las dinámicas que llevan los factores que determinan la estructura y composición de un ensamble biológico e identificar las escalas temporales y espaciales a las que actúan (Ricklefs R. E. & Miller G., 1999).

Dentro de este marco, las distintas variaciones de las comunidades biológicas se han estudiado desde distintas perspectivas. En base a esto, durante la primera mitad del

siglo XX. A partir de los modelos propuestos por Lotka (1925) y Volterra (1926), el estudio de la variación en las comunidades biológicas se centró en las interacciones que se establecen entre los distintos componentes de la propia comunidad (modelo depredador). -modelo de interacción presa o competencia intraespecífica), señalando así a los factores bióticos como los más determinantes en el modelado de la dinámica de las comunidades biológicas (Hastings, 2010). No obstante, a finales del siglo XX e inicios del siglo XXI, la mayoría de las hipótesis y modelos favorecen los factores abióticos o ambientales como los más influyentes en la determinación de la dinámica que siguen las comunidades biológicas.

De tal manera que, tanto la composición como la estructura de las comunidades biológicas están influenciadas por interacciones establecidas por un conjunto de factores ecológicos y biológicos que operan simultáneamente sobre las diversas poblaciones que componen una determinada comunidad (Ricklefs, 2008). Así, a la hora de centrarnos en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados propias de los ecosistemas fluviales, es necesario tener en cuenta la variabilidad de los factores ambientales.

En este contexto, debido a que los ecosistemas fluviales presentan una amplia heterogeneidad y complejidad, estos se los puede analizar desde distintas escalas espaciales. (Frissell et al., 1986), ha propuesto un sistema que permita abordar la variabilidad fluvial, lo que permitiría establecer un sistema más adecuado para el

desarrollo de estudios de las comunidades de macroinvertebrados.

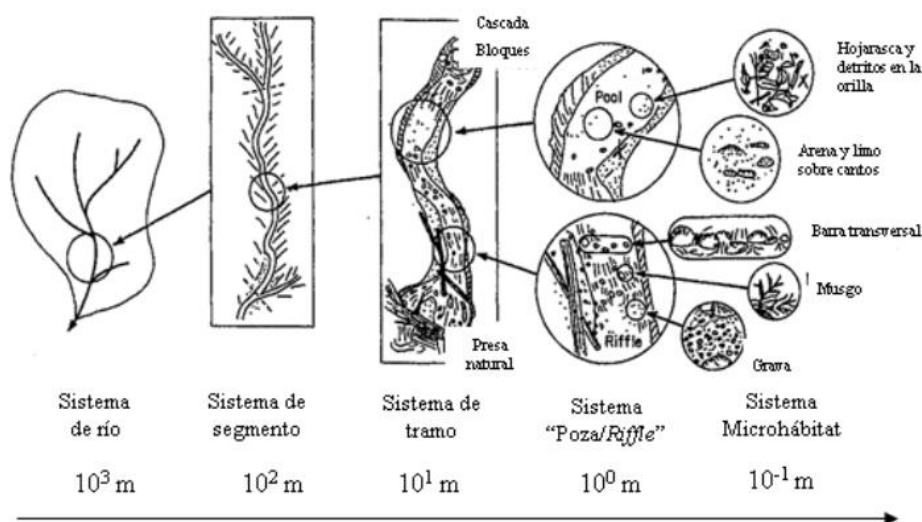


Figura 1. Esquema de la organización fluvial jerárquica adaptado de Frissell (1986).

3.3. VARIABILIDAD ESPACIAL DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL AGUA

Los cambios en el ensamble de macroinvertebrados acuáticos están influenciados por las variaciones a nivel espacial en las características físicoquímicas del agua (Chaves et al., 2005); en este sentido, las gradientes longitudinales o el efecto de las actividades antrópicas estarían afectando a estas variaciones, ya que los cambios en las condiciones físicoquímicas del agua, derivados de las actividades humanas, provocan cambios muchos más fuertes en las comunidades de macroinvertebrados, en comparación con la propia variabilidad del cuerpo de agua (Azrina et al., 2006).

En este contexto, en las cuencas naturales con menor grado de afectación antrópica se puede tomar en consideración que tanto el pH, concentración de nutrientes y temperatura se acrecientan desde las partes altas hasta su desembocadura (Lamberti, 2000).

3.4. VARIABILIDAD TEMPORAL DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL AGUA

Los cambios estacionales en las condiciones físicoquímicas de los cuerpos de agua se relacionan con los factores ambientales que caracterizan una determinada cuenca fluvial (Pozo & Basaguren, 1992). Diversos estudios han identificado dos periodos durante el año en los que las propiedades físicoquímicas del agua cambian significativamente: 1) el periodo en el que el caudal se mantiene en niveles basales y 2) el periodo en el que el caudal se inunda (Morais et al., 2004).

Durante el período de caudal basal, la capacidad de dilución del río se reduce, de tal manera que la concentración de diferentes elementos aumenta. El incremento de los distintos componentes se genera por procesos propios del cuerpo de agua; así como, aquellos cuyo origen son los efluentes de origen humano. Por otra parte, durante el proceso de crecidas la capacidad de dilución del caudal incrementa, generando una homogeneización de las características físico-químicas del agua a lo largo de todo el eje fluvial.

3.5. COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL SUSTRATO

Los macroinvertebrados acuáticos tienen una relación directa con el sustrato, debido a que lo emplean para refugiarse, desplazarse o alimentarse, de tal manera que la alteración en la composición de este estaría ligado a cambios drásticos en la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

El sustrato que se encuentra en el lecho de un río o quebrada se puede clasificar de acuerdo a su naturaleza; así como, en función del tamaño de la partícula. En este sentido, las quebradas que poseen un marcado gradiente altitudinal, se puede determinar que el tamaño de la partícula decrece con el incremento del orden de la quebrada o cuerpo de agua. En base a esto, en quebradas de áreas montañosas, el sustrato se encuentra dominado por cantos y bloques (300-64 mm), en tanto que para las zonas de desembocadura el porcentaje de limo y arena (<2 mm) incrementa (Allan et al., 2006).

Este patrón espacial en la estructura del sustrato juega un papel significativo en la distribución de los macroinvertebrados. En los segmentos intermedios la composición del sustrato suele ser más heterogénea que en las zonas de cabecera o los tramos bajos; de tal modo que, la mayor diversidad en la composición del sustrato facilita la aparición de diversos grupos de vegetación asociada al cauce (musgos, algas, macrófitos) y por tanto una mayor heterogeneidad del hábitat físico (nichos para macroinvertebrados).

3.6. CURVAS ESTACIONALES DE PRECIPITACIÓN

La zona de estudio presenta una marcada estacionalidad con un régimen de precipitación bimodal, que se caracteriza por dos temporadas de lluvia, es decir, una durante los meses de marzo a mayo, que es la de mayores precipitaciones y la segunda entre los meses de noviembre a febrero que presenta menores precipitaciones con una estación seca entre los meses de junio a octubre (Celleri et al., 2007; Ochoa-Sánchez et al., 2018)

Estas temporadas conllevan a fluctuaciones del caudal en los cuerpos de agua, teniendo que en la temporada de mayores precipitaciones el caudal es alto, en la de menores precipitaciones el caudal es medio y en la estación seca el caudal es bajo. En este contexto se establecieron tres periodos temporales a través de la estacionalidad en la precipitación del área de estudio (i.e., régimen de precipitación), definidos como: 1) curva alta con una mayor precipitación y caudales altos, entre los meses de marzo a mayo; 2) curva media, con una menor precipitación y caudales medios, entre los meses

de noviembre a febrero; y, 3) curva baja, en el periodo seco con caudales bajos, entre los meses de junio a octubre.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Determinar la influencia de las variables de hábitat (i.e., cuerpo de agua y vegetación de ribera, tipo de sustrato, parámetros fisicoquímicos) y su variación espacio temporal sobre la diversidad de macroinvertebrados bentónicos en los páramos del sur de Ecuador.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar los patrones de diversidad anuales de los macroinvertebrados bentónicos mediante el monitoreo de los sistemas lóticos presentes en los páramos del sur de Ecuador.
- Caracterizar la vegetación de ribera presente en las estaciones de muestreo establecidos en los sistemas lóticos evaluados.
- Caracterizar el sustrato de las estaciones de muestreo establecidas en los sistemas lóticos evaluados.
- Establecer los parámetros físico-químicos de las estaciones de muestreo evaluadas.

5. MATERIALES Y METODOLOGÍA

5.1. ÁREA DE ESTUDIO

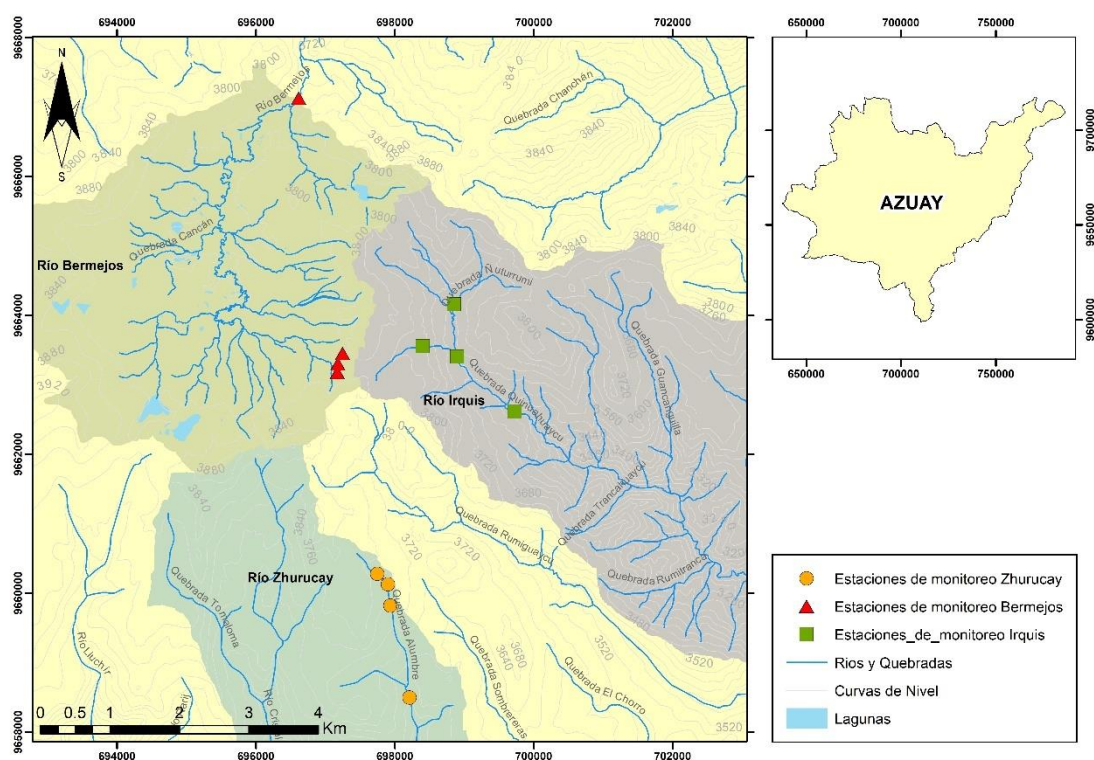
El presente trabajo se lo realizó en la zona de los páramos de Quimsacocha, localizados en los Andes al sur del Ecuador, dentro del área del Macizo del Cajas, provincia del Azuay. Para el monitoreo de macroinvertebrados se escogieron tres microcuencas: Bermejós, Irquis y Zhuruca. El censo de macroinvertebrados se realizó en estaciones de monitoreo ubicadas en las cabeceras del sistema hídrico (rango de elevación: 3500-3800 msnm). Dentro de cada microcuenca se dispusieron cuatro estaciones (Tabla 1; Mapa 1).

En la zona de estudio se puede distinguir cuatro tipos de vegetación (Minga et al., 2016; Neill, 1999): i) páramo herbáceo, caracterizado por ser un hábitat abierto dominado por penachos del género *Calamagrostis*; ii) páramo de almohadilla, hábitat caracterizado por zonas húmedas dominado por almohadillas del género *Oreobolus* y *Plantago*; iii) páramo arbustivo, hábitat semiabierto con mayor perfil de la vegetación dominado por pequeños remanentes de árboles y arbustos nativos del género *Gynoxis*, *Chuquiragua*, *Brachyotum*, *Diplostephium* y *Miconia*; y iv) bosque de *Polylepis*, parches boscosos de diferentes tamaños los cuales se encuentran dominados por dos especies nativas (*P. incana* y *P. reticulata*).

La precipitación anual en el sector oscila entre 1000 mm a 1400 mm, la humedad atmosférica es de 95.23 %, la temperatura promedio es de 5.4°C, la velocidad del viento tiene un rango promedio de 4.85 m/s y la radiación solar promedio es de 123.31 W/m² (Jaramillo, 2013).

Tabla 1. Tabla de coordenadas de las 12 estaciones de monitoreo dentro de tres microcuencas, Macizo del Cajas, provincia del Azuay.

Microcuenca	Código	Coordenadas UTM WGS84		Elevación (m.snm)
		X	Y	
Bermejos	B1	697173	9663180	3794
	B2	697182	9663301	3790
	B3	697247	9663454	3791
	BER	696618	9667127	3724
Iruquis	MA1	698896	9663408	3646
	MA2	699726	9662618	3548
	MAQA	698854	9664162	3647
	MACHT	698402	9663558	3734
Zhurucay	MACCP	697900	9660130	3745
	PCAD	697749	9660281	3755
	PCDD	697937	9659823	3726
	MACA	698212	9658498	3574



Mapa 1. Área de estudio y ubicación de 12 estaciones de monitoreo dentro de tres microcuencas, Macizo del Cajas, provincia del Azuay. Los círculos de color naranja hacen referencia a cuatro estaciones de la microcuenca Zhurucay, los triángulos rojos a cuatro estaciones en la microcuenca Bermejos y los cuadrados de color verde a cuatro estaciones en la microcuenca Iruquis.

5.2. MÉTODOS

5.2.1. MONITOREO DE MACROINVERTEBRADOS

Dentro de cada microcuenca se establecieron cuatro puntos de monitoreo (Figura 1). Para la toma de datos, los macroinvertebrados fueron capturados con una red tipo Kick-Net de 25 x 25 cm con un ojo de malla de 500 μm , en donde se aplicó la técnica estandarizada de patada durante cinco minutos en cada punto de muestreo (Barbour et al., 1999). Los macroinvertebrados colectados fueron separados de los sedimentos directamente en el campo, los especímenes colectados se colocaron en frascos plásticos que contenían alcohol potable al 96%. Luego, las muestras fueron trasladadas al museo de zoología de la Universidad del Azuay para su identificación y conteo de individuos. Cada estación fue monitoreada una vez al mes desde septiembre de 2020 a julio de 2021, en total se realizaron 11 repeticiones. Cabe recalcar que todas las capturas de los macroinvertebrados fueron realizadas bajo el permiso de colección y transporte N°183-2018-DPAA/MA del Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica del Ecuador. Para la identificación de los especímenes se usaron las guías de Domínguez & Fernández (2009), Rincón et al., 2016 y González et al., 2018. La mayoría de los individuos fueron identificados hasta el nivel taxonómico de familia, sin embargo, en casos particulares se pudo llegar a establecer hasta el nivel taxonómico de género.

5.2.2. ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN DEL HÁBITAT Y TIPOS DE SUSTRATOS

Para definir la estructura y composición del hábitat, en cada una de las estaciones, se establecieron transectos de 150 metros dentro de la vegetación de ribera, en donde se fijaron cuatro parcelas circulares con un radio de 24 metros cada una y separadas por al menos 13 metros. En cada parcela circular se estableció cuatro transectos (12 metros de largo) orientados en dirección a los cuatro puntos cardinales. Cada tres metros, se registró la altura de la vegetación. Para lo cual, se empleó una vara marcada con intervalos de 0.5 metros, se contabilizó cada intervalo que tuviera contacto con la vegetación. Además, un observador con los brazos abiertos contó e identificó las plantas leñosas que entraban en contacto con

él; se consideraron arbustos a las plantas con un diámetro a la altura del pecho (DAP) de menos de 3 cm y árboles a las que tenían un DAP de más de 3 cm.

Para cada transecto se calculó la complejidad vertical de la vegetación basado en el índice Shannon, usando la información del perfil de la vegetación a través de las cuatro parcelas circulares; así también, el índice de Shannon fue calculado para determinar la diversidad de plantas basado en el conteo de árboles y arbustos. En Adición, en cada parcela circular se estimó la proporción de la cobertura vegetal de tres tipos de hábitat: 1) páramo abierto, caracterizado principalmente por la presencia de penachos de paja de los géneros *Calamagrostis* y *Festuca*; y, zonas más húmedas con presencia de formaciones de tapices de distintas especies de los géneros *Azorella*, *Plantago* y *Xenophillum* (Neil 1999; Minga & Verdugo 2007); 2) páramo arbustivo, hábitat semi-abierto con un mayor perfil de la vegetación caracterizado por la presencia de plantas leñosas nativas de los géneros *Gynoxys*, *Chuquiraga*, *Diplostephium*, *Monticalia* (Asteraceae), *Brachyotum* y *Miconia* (Melastomataceae) y árboles de quinua del género *Polylepis* (Minga et al. 2013; Minga & Verdugo 2007); ; y, finalmente, 3) hábitat intervenido, definido por plantas exóticas, evidencias de erosión, caminos y evidencia de actividad ganadera.

Así mismo, para cada estación, se estimó la proporción del tipo de sustrato del cuerpo de agua, en cada punto se determinó el porcentaje de cinco tipos de sustratos: 1) piedras, cantos rodados, grava y sustrato mineral cuyo tamaño varía de 25 a 40 cm; 2) limo o barro, sustrato compuesto por fragmentos de partículas finas inorgánicas (arcilla y limo) con partículas orgánicas; 3) arena, sustratos muy comunes en todos los hábitats acuáticos, estos forman grandes dunas de arena que migran al fondo de los ríos aguas abajo; 4) lecho rocoso, sustrato formado por rocas generalmente de tamaño mayor a 40 cm; y, 5) Materia orgánica, sustratos conformado por vegetación acuática (e.g. algas), materia orgánica fresca (e.g. detritos de hojarasca) y materia orgánica en descomposición o acumulada (e.g. fondo lodoso).

Para condensar la información de las variables sobre la composición y estructura del hábitat y los tipos de sustrato, se aplicó un análisis de componentes principales

(PCA), como un método para reducir el número de variables, basado en una matriz de correlación usando el índice Shannon de la diversidad de plantas, índice Shannon de la complejidad del perfil de la vegetación, la proporción promedio de los tres tipos de hábitat por transecto y la proporción de los cinco tipos de sustratos de cada estación. Usamos el método Broken – stick para validar, seleccionando los dos primeros componentes principales (total varianza explicada = 74.6 %). El primer componente (PC1-VG=57.6%) refleja una gradiente de cambio de una mayor proporción de páramo arbustivo, con mayor diversidad de plantas arbustivas y cuerpos de agua que presentan sustratos con una mayor proporción de arena y piedras y menor proporción de limo y barro hacia un incremento en el hábitat de páramo abierto con menor diversidad de plantas arbustivas y cuerpos de agua con sustratos con mayor proporción de limo o barro, pero menor proporción de arena y piedras. El segundo componente (PC2-VG=17 %) refleja una gradiente de cambio desde una mayor proporción de hábitat intervenido, menor proporción de páramo arbustivo con menor complejidad vertical, y, sustratos de los cuerpos de agua con una menor proporción de lechos rocosos y materia orgánica hacia un incremento en la proporción de páramo arbustivo con una mayor complejidad vertical, menor proporción de áreas intervenidas y sustratos de los cuerpos de agua con una mayor proporción de lechos rocosos y materia orgánica.

Por lo tanto, consideramos la PCI-VG como cuerpos de agua con menor movimiento en donde los sustratos son principalmente el limo y barro y presentan una vegetación de ribera más homogénea. Mientras que el PCII-VG corresponde a cuerpos de agua con mayor movimiento que presentan lechos rocosos y mayor cantidad de materia orgánica con una vegetación de ribera más heterogénea.

Tabla 2. Vectores propios del análisis de componentes principales de las proporciones del hábitat y sustratos de los 12 transectos ubicadas en las tres microcuencas dentro de los páramos del sur del Ecuador. El PCI explico el 57.6% de la varianza, el PCII explico el 17 % de la varianza. Con * se muestran las variables asociadas a la proporción de los sustratos de los cuerpos de agua, las demás corresponden a las características y composición de hábitat.

Variable	PCI-VG (57.6%)	PCII-VG (17%)
Páramo abierto	0.387	0.007
Páramo arbustivo	-0.325	0.259
Área intervenida	-0.238	-0.431
Diversidad de plantas arbustivas	-0.364	0.004
Complejidad vertical	-0.312	0.368
Materia orgánica*	0.213	0.604
Arena*	-0.27	-0.253
Piedras*	-0.359	-0.132
Lecho Roco*so	-0.264	0.387
Limo/Barro*	0.374	-0.126

5.2.3. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

Para cada estación de monitoreo se tomó información fisicoquímica del agua. En total se consideraron seis parámetros: 1) profundidad, 2) caudal, 3) ancho, 4) conductividad, 5) sólidos disueltos y 6) temperatura. Los parámetros químicos fueron tomados mediante un equipo multiparámetro portátil. HANNA modelo HI 9813-6. Mientras que, para los parámetros físicos, se utilizó un molinete de río o caudalímetro, obteniendo la información de la velocidad de la corriente del agua en m^3/s , posteriormente se consideró la sección transversal medial del cuerpo de agua y para obtener el dato de caudal se multiplicó el valor de la velocidad por el de la sección.

De la misma forma para reducir el número de variables, se aplicó un análisis de componentes principales (PCA) basado en una matriz de correlación de los parámetros fisicoquímicos de cada estación. Empleamos el método Broken – stick para validar, seleccionando los dos primeros componentes principales (total varianza explicada = 83 %). El primer componente (PC1-FQ=45,3%) refleja un gradiente de cambio de cuerpos de agua con menor ancho, profundidad y caudal

hacia cuerpos de agua más ancho y profundos con un mayor caudal. El segundo componente (PC2-FQ=37,7%) refleja una gradiente de cambio de cuerpos de agua con menor temperatura, menor cantidad de sólidos disueltos y menor conductividad hacia cuerpos de agua con mayor temperatura y mayor presencia de sólidos disueltos y conductividad.

Por lo tanto, consideramos la PCI-FQ representa a cuerpos de agua corrientes, más grandes y con mayor caudal como quebradas medianas y ríos. Mientras que el PCII-FQ corresponde a cuerpos de agua con menor movimiento representados por canales o humedales.

Tabla 3. Vectores propios del análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos de los 12 transectos ubicados en las tres microcuencas dentro de los páramos del sur del Ecuador. El PCI explica el 45.3% de la varianza, el PCII explica el 37.3 % de la varianza.

Parámetros	PC1(45,3%)	PC2(37,3%)
Temperatura	0.161	0.524
Sólidos disueltos	-0.207	0.593
Profundidad	0.572	0.089
Conductividad	-0.319	0.549
Caudal	0.525	0.095
Ancho	0.477	0.236

5.3. ANÁLISIS DE DATOS

5.3.1. DIVERSIDAD ALFA

La riqueza se consideró como el número total de familias registradas de macroinvertebrados acuáticos mientras que la abundancia como el número total de individuos registrados por familia. El nivel taxonómico de familia fue considerado para tener uniformidad en los datos dado que a escala de especie no hay certeza taxonómica. En este contexto, la estimación y cuantificación de la biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos, utilizando niveles de familia, resulta ser un buen predictor pues corresponde a aproximaciones ágiles y realistas sobre la diversidad presente (Martín-Pierra, 2000) y ha sido usado en estudios previos en el área de estudio (Jiménez et al., 2021). En adición, las familias fueron clasificadas en gremios

tróficos en función del rol que cumplen dentro del hábitat (e.g., depredadores, descomponedores, detritívoros) utilizando la información presentada en (Jiménez et al., 2021). El total de individuos clasificados en cada gremio trófico como así también el total de individuos clasificados por familia fueron calculados y utilizados como valores de abundancia respectivamente a lo largo de las 11 repeticiones La aproximación de gremio trófico puede considerarse comparable con la posición taxonómica de género en la filogenia (Jiménez et al., 2021; Simberloff & Dayan, 1991).

5.3.2. DIVERSIDAD BETA

Variación espacial de la comunidad de macroinvertebrados

Para evaluar las variaciones espaciales de la comunidad de macroinvertebrados, a escala de gremio trófico, se utilizó un método de ordenación bajo el enfoque de análisis de componentes principales (PCA), este método es el más apto considerando que los datos presentan un ajuste lineal (evaluado vía Análisis de Correspondencias [DCA]) (Hirst & Jackson, 2007). Esta técnica es uno de los enfoques más utilizados para el análisis y la descripción de datos de comunidades biológicas (Vaughan & Ormerod, 2005). El PCA proyecta una descripción y estratificación aplicada para la comunidad (Huettmann & Diamond, 2001), ayudando a resolver problemas como la multicolinealidad y los tamaños pequeños de muestra (Jankowski et al., 2009). Para el efecto utilizamos una ordenación de la comunidad vía PCA basada en una matriz de correlación de abundancias de gremios tróficos en cada estación de monitoreo a lo largo de las 11 repeticiones. Dicha ordenación genera nuevos componentes o variables en donde se proyecta la información de la composición la comunidad de macroinvertebrados. Los componentes principales más importantes fueron seleccionados usando el criterio de Broken – stick (Jackson, 1993). Posterior a la ordenación, las variables de estructura y composición del hábitat y sustratos (derivadas del PCA-VG) y las variables fisicoquímicas (derivadas del PCA-FQ) se ajustaron linealmente para explicar los cambios en la composición de macroinvertebrados. Se evaluó la significancia del ajuste lineal en base a 1000 permutaciones aleatorias.

Las estaciones y los gremios se proyectaron en un espacio bidimensional definido por los componentes seleccionados de PCA a través de un biplot (solución 2D). Esta proyección considera que los sitios más cercanos son similares (Jankowski et al., 2009); por lo tanto, se presenta una visualización de los datos biológicos que permite realizar una descripción general de la variación de la composición de las especies que conforman la comunidad a través de las estaciones.

Variación temporal de comunidad de macroinvertebrados.

Para entender como la estructura de la comunidad de macroinvertebrados cambia a lo largo de los tres periodos temporales establecidos, usamos una medida multivariante diversidad beta basadas en comparaciones por pares. Para el cálculo de esta media se utilizó índice de similitud Jaccard basado en abundancia (Legendre & De Cáceres, 2013), para el cálculo utilizamos una matriz de abundancia de familias por cada estación y periodos temporales. Una vez obtenida la matriz de similitud por pares de estaciones; se sumaron todos los valores y se dividió para el total de estaciones, resultando un valor único que corresponde al promedio de la beta diversidad para cada estación y periodo temporal (Legendre & De Cáceres, 2013). La Beta diversidad total presenta valores de 0 (cuando el conjunto de especies es completamente diferente) y 1 (cuando no existe ninguna diferencia en la composición de especies).

Las variaciones de la comunidad fueron evaluadas a través de modelos lineales (LM), en donde se utilizó como variable de respuesta el valor promedio de la diversidad beta para cada estación y como variables de respuesta se usó el factor curvas temporales (i.e., alta, media, baja) con interacciones con el caudal de cada estación.

6. RESULTADOS

En total se registraron 13086 individuos asociados a 15 órdenes, 45 familias y 73 géneros. En relación a los grupos funcionales, los colectores fueron los más abundantes con el 77 % de los registros (10159 individuos), seguido de organismos sin hábito definido con el 7 % de los registros (862 individuos) y los trituradores con el 6 % de los registros (829 individuos).

El análisis de ordenación mostró una tendencia clara en separar la comunidad de macroinvertebrados usando los grupos funcionales. El PCA explicó el 91.8% de la varianza (Figura 2). En este sentido, hacia el lado derecho de la ordenación se ubican las estaciones B1, B2, MACCP, PCDD, PCAD y B3 que tienen una mayor presencia de grupos detritívoros, colectores y macroinvertebrados sin hábito definido, los cuales están influenciados principalmente por la presencia de cuerpos de agua con sustratos con mayor proporción de limo y barro y vegetación de ribera más homogénea (PC1-VG).

Por otra parte, hacia el lado izquierdo de la ordenación se localizan las estaciones MA2, MAQA, MACA, MA1 y BER que tienen mayor presencia de grupos tróficos como trituradores, raspadores, fragmentadores, ramoneadores y depredadores, los mismos que están influenciados por la presencia de quebradas más profundas con mayor temperatura y mayor presencia de sólidos disueltos, (PC2-FQ; Figura 2).

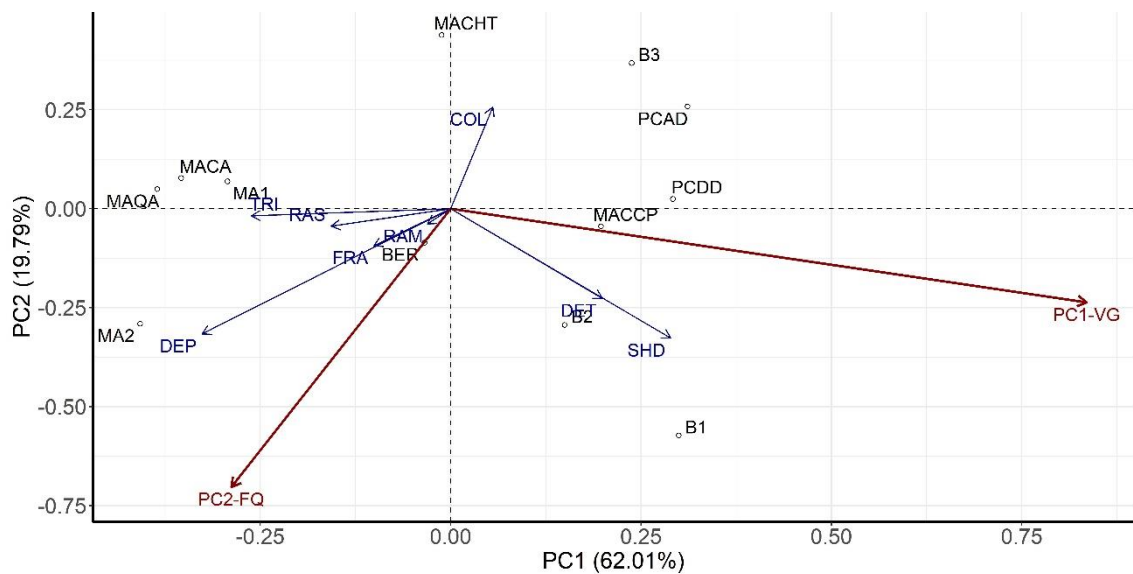


Figura 2. Biplot de la ordenación de la comunidad de macroinvertebrados registrada en las 12 estaciones ubicadas en los páramos al sur del Ecuador. La ordenación muestra los dos primeros componentes del análisis de componentes principales (ACP). Las flechas azules describen las cargas de los grupos funcionales que integran la comunidad de macroinvertebrados. Las flechas rojas representan los vectores asociados a la estructura y composición de la vegetación, y en las variables físico químicas.

En lo que respecta a la beta diversidad, podemos observar que la similitud de la comunidad incrementa significativamente cuando los caudales son mayores durante la curva de precipitación media (Valor $t=2.5$; $p= 0.02$) y baja (Valor $t=2.9$; $p= 0.005$). Sin embargo, la similitud de la comunidad no difiere significativamente cuando caudales varían durante la curva de precipitación alta (Valor $t=0.7$; $p= 0.45$) (Figura 3).

Por otra parte, el Índice Biótico Andino (ABI) solo se ve influenciado positivamente cuando el caudal incrementa durante la curva de precipitación baja (Valor $t=2.2$; $p= 0.03$). En tanto que, el índice ABI no difiere significativamente durante las variaciones del caudal en la curva alta (Valor $t=0.87$; $p= 0.3$) y media (Valor $t=1.6$; $p= 0.1$) (Figura 3).

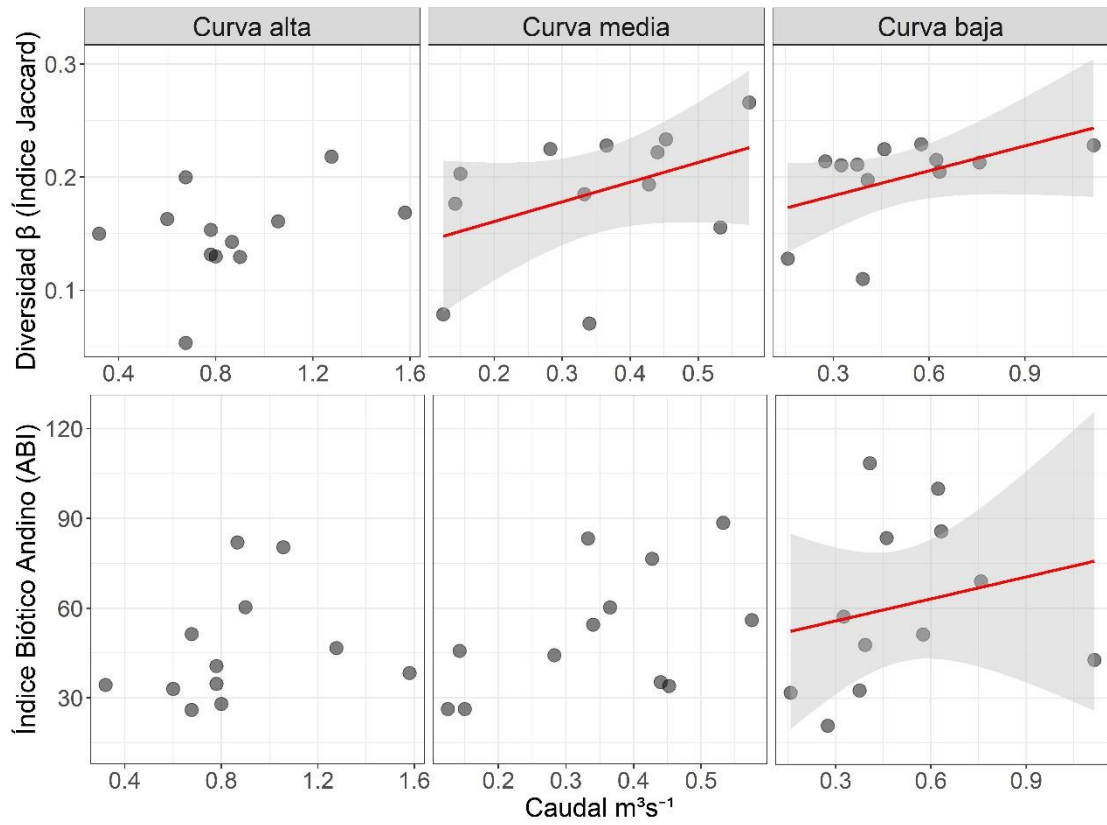


Figura 3. Cambios en la diversidad beta de la comunidad de macroinvertebrados con respecto a las curvas de precipitación y el caudal a lo largo de las 12 estaciones ubicados en los páramos al Sur del Ecuador.

7. DISCUSIONES

A lo largo del estudio realizado, se ha podido determinar que tanto la riqueza como la abundancia de la comunidad de macroinvertebrados, en gran parte, representa a la diversidad reportada para la región altoandina del sur del Ecuador (Jiménez et al., 2021). En este sentido, la comunidad de macroinvertebrados presentó cierta variación a lo largo de los 11 meses de monitoreo, debido muy probablemente a los cambios en la heterogeneidad de los hábitats; así como también a la complejidad de la vegetación ribereña (Mancilla et al., 2009). Por otra parte, estudios como los de (Rincón et al., 2017) han demostrado que tanto la riqueza como la abundancia de los macroinvertebrados puede presentar cierta variación tanto a nivel temporal como espacial, todo esto dependiendo de las características climáticas, físicas y geomorfológicas en las cuales residen (Carvacho Aránguiz, 2012).

En base a esto, se puede determinar que estaciones de monitoreo con fuerte presencia de vegetación ribereña presenta altos valores de riqueza y abundancia; lo cual hace alusión a lo establecido por (Meza et al., 2012), en donde determinada que mientras la estructura vegetal de ribera sea más compleja, esta va a influir de manera positiva en la diversidad de macroinvertebrados, debido a la mayor disponibilidad de microhábitats; de tal manera que, las abundancias más representativas de las familias reportadas en este trabajo obedecen a una mayor disponibilidad de recursos, lo que resulta en una mayor disponibilidad de refugio y alimento

En lo que respecta a la ordenación, la presencia de gremios tróficos como detritívoros y colectores responden a cuerpos de agua artificiales (canales), los cuales son más pequeños, con flujo de agua más lento y de baja calidad y donde las condiciones son menos favorables (i.e., escasa disponibilidad de oxígeno, actividades antrópicas en los alrededores) para el desarrollo de los organismos acuáticos (Pérez et al., 2013). Así mismo, la aparición de gremios tróficos como trituradores, depredadores y raspadores se encuentran asociados a quebradas

naturales y más grandes; caso especial para el grupo de los depredadores, los cuales se ven favorecidos por el arrastre de presas producidos por el cauce del cuerpo de agua y por consiguiente se facilita la obtención de alimento. En tanto que, para los raspadores y trituradores, hallan en estos cuerpos de agua una elevada disponibilidad de hábitats y alimento (Rodríguez-Barrios et al., 2011).

Referente a la beta diversidad total, el criterio utilizado para emplear las curvas bimodales (picos de precipitación medios y altos) como variables de estudio, se basa en que estos reflejan la variación que tiene la precipitación a lo largo del año. Por otra parte, otra de las variables consideradas fue el caudal, ya que estudios como los de Extence et al., (1999) han demostrado que este tiene tendencia a cambiar temporalmente por la presencia de precipitaciones. En este marco, se puede establecer que, cuando ocurre una interacción entre las curvas de precipitación (media y baja), la similitud de las comunidades de macroinvertebrados incrementa. En base a lo expuesto, se puede determinar que las fluctuaciones que se presentan en estas comunidades no solo se deben a los factores antes mencionados, sino también al dinamismo de la comunidad o bien como consecuencia de los disturbios, por lo que se espera que existan alteraciones en la misma (McCord & Kuhl, 2013); sin embargo, es importante entender que, a pesar de los cambios que se presentan a lo largo del periodo evaluado, los macroinvertebrados pueden ser resilientes en el sentido de que la configuración original se reintegra velozmente luego de las alteraciones hidrológicas y climatológicas de la zona (Mesa, 2012).

Por otra parte, se utilizó el índice ABI (Índice Biótico de los Andes) con la finalidad de determinar la variación temporal en función de las mismas curvas de precipitación. En este sentido, un estudio realizado en una quebrada de Ecuador localizada sobre los 3300 m.s.n.m. reporta hallazgos similares a los de nuestro trabajo (Ríos-Touma et al., 2011), en donde cuando el caudal incrementa, los índices de calidad tienden a hacer más altos (mejor puntaje), de tal manera que, cuando las precipitaciones se elevan ligeramente, el caudal tiende a aumentar y por consiguiente la existencia de nichos para macroinvertebrados son más recurrentes,

originando de esta manera que el puntaje ABI mejore o que la comunidad se vuelva más similar a lo largo del cauce.

Finalmente, se podría establecer que la mayor parte de macroinvertebrados acuáticos poseen una relación directa con los sustratos, utilizándolos ya sea como medio de desplazamiento, alimento o refugio, de tal manera que la alteración en la composición de este conlleva a cambios radicales en la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados (Caminos et al., 2009). Así mismo, es importante considerar que las características fisicoquímicas del agua podría interferir en los cambios de las variaciones tanto espaciales como temporales de los macroinvertebrados acuáticos (Chaves et al., 2005); estas alteraciones estarían ligadas a los efectos generados por las distintas actividades humanas que alteran los cuerpos lóticos; de tal manera que, las alteraciones en los parámetros físico químicos producen cambios drásticos dentro de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos (Azrina et al., 2006).

8. CONCLUSIONES

El estudio nos permitió determinar como la variación en las curvas de precipitación influyen en la calidad biológica del agua y en la composición de los organismos; en este sentido, cuando las curvas de precipitación son altas y medias, es decir que aumentan el caudal, los cuerpos de agua más desarrollados (quebradas naturales y mejor conservadas), el ABI se mantiene estable a lo largo de toda la región de estudio y esto se representa con la diversidad de macroinvertebrados que se obtuvieron en esos sitios.

En general cuando tenemos precipitaciones (caudales medios y bajos) la diversidad tiende a aumentar, a pesar de que tenemos zonas alteradas, la presencia de estaciones bien manejadas, bien desarrolladas y bien monitoreadas explican que las variaciones a escala espacial no representan una pérdida del ABI, si no que, representan un mantenimiento de la calidad biológica del agua.

En este aspecto, se tienen efectos interesantes a escala de paisaje en donde la calidad del agua y la diversidad de macroinvertebrados es elevada, así, se tiene estaciones que representan alteraciones en esa calidad biológica y en esa biodiversidad, particularmente asociados a caudales altos que llevan mayor disponibilidad de organismos indicadores.

En lo que respecta a la vegetación y las características físico químicas, el trabajo nos permitió determinar que cuerpos de agua con menor vegetación desarrollada, y con más presencia de alteración, son aquellos sitios que mantienen temporalmente y espacialmente mayor variación en la calidad del agua y esto se puede relacionar con las características fisicoquímicas del agua. Entonces, se puede concluir que cuerpos de agua con vegetación de ribera más alterada se asocia a estaciones con menor ABI; sin embargo, este bajo puntaje ABI se pierde en estaciones con mayor o mediano caudal, en tanto que, con los parámetros fisicoquímicos se tiene cuerpos

de agua con caudales regulares y con vegetación más desarrollada, por lo tanto, no presentan variación a escala espacial ni temporal en la calidad biológica del agua.

REFERENCIAS

- Abraham, M. S., Natale, E. S., & Principe, R. (2021). Diversidad y distribución espacio-temporal de macroinvertebrados acuáticos en una charca temporaria urbana (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*, 36(36), 019. <https://doi.org/10.24215/16684869e020>
- Allan, J. D., Flecker, A. S., Segnini, S., Taphorn, D. C., Sokol, E., & Kling, G. W. (2006). Limnology of Andean piedmont rivers of Venezuela. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 66–81. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[66:LOAPRO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[66:LOAPRO]2.0.CO;2)
- Azrina, M. Z., Yap, C. K., Rahim Ismail, A., Ismail, A., & Tan, S. G. (2006). Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64(3), 337–347. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.04.003>
- Baltodano, M. A. (2016). *Uso de macroinvertebrados dulceacuícolas para diagnosticar la calidad del agua del río Jesús, Municipio San Rafael del Sur, Departamento de Managua*. <https://repositorio.unan.edu.ni/13735/>
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. <http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html>
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V., Entomol., B. S.-A. R., & 2006, U. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Reviews*, 51, 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- Caminos, E. DE, Puertos Dpto De Ciencias Y Técnicas Del Agua Y Del Medio Ambiente, C. Y., Por, D., & Barquín Ortiz José Juanes De, J. A. (2009). *Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria. Repercusiones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua*.
- Carvacho Aránguiz, C. A. (2012). *Estudio de las comunidades de macroinvertebrados*

bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del limari en Chile.

<https://diposit.ub.edu/dspace/handle/2445/29051>

- Castillo-Velásquez, R.-M., Huamantínco-Araujo, A.-A., Castillo-Velásquez, R.-M., & Huamantínco-Araujo, A.-A. (2020). Variación espacial de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la zona litoral del humedal costero Santa Rosa, Lima, Perú. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 50–68. <https://doi.org/10.15517/RBT.V68I1.35233>
- Celleri, R., Willems, P., Buytaert, W., & Feyen, J. (2007). Space-time rainfall variability in the Paute basin, Ecuadorian Andes. *Hydrological Processes*, 21(24), 3316–3327. <https://doi.org/10.1002/hyp.6575>
- Chaves, M. L., Chainho, P. M., Costa, J. L., Prat, N., & Costa, M. J. (2005). Regional and local environmental factors structuring undisturbed benthic macroinvertebrate communities in the Mondego River basin, Portugal. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 163(4), 497–523. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2005/0163-0497>
- Chávez González, H., González Guillén, M. de J., & Hernández de la Rosa, P. (2018). Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(27), 8–23. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v6i27.277>
- Córdoba-Ariza, G., Rincón-Palau, K., Donato-R., J. C., González-Trujillo, J. D., Córdoba-Ariza, G., Rincón-Palau, K., Donato-R., J. C., & González-Trujillo, J. D. (2020). Variación espacio-temporal de macroinvertebrados acuáticos en la Lindosa, Guayana colombiana. *Revista de Biología Tropical*, 68(2), 452–465. <https://doi.org/10.15517/RBT.V68I2.39331>
- Dénes, Schmera, D., Eros, Á. T., Heino, J., Podani, J., & Dolédec, S. (2017). Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787, 27–44. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>
- Ding, N., Yang, W., Zhou, Y., González-Bergonzoni, I., Zhang, J., Chen, K., Vidal, N., Jeppesen, E., Liu, Z., & Wang, B. (2017). Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. *Science of The*

- Total Environment*, 574, 288–299.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.09.053>
- Extence, C. A., Balbi, D. M., & Chadd, R. P. (1999). River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: A framework for setting hydroecological objectives. *River Research and Applications*, 15(6), 545–574.
[https://doi.org/10.1002/\(sici\)1099-1646\(199911/12\)15:6<545::aid-rrr561>3.0.co;2-w](https://doi.org/10.1002/(sici)1099-1646(199911/12)15:6<545::aid-rrr561>3.0.co;2-w)
- Forero, L. C., Longo, M., Ramírez R., J. J., & Chalar, G. (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro (ICERN-MAE), Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 62, 233.
<https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15790>
- Francou, B., Ramirez, E., Caceres, B., & Mendoza, J. (2000). Glacier evolution in the tropical andes during the last decades of the 20th century: Chacaltaya, Bolivia, and Antizana, Ecuador. *Ambio*, 29(7), 416–422. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.7.416>
- Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E., & Hurley, M. D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10(2), 199–214.
<https://doi.org/10.1007/BF01867358>
- Galeano, M. G. (2018). *Determinación de calidad de agua del Arroyo Guasú mediante parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y macroinvertebrados*. <https://www.aacademica.org/maria.gregoria.galeano.molinas/2>
- Giacometti, J. C., & Bersosa, F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico 6, Serie Zoológica*, 2(Appendix 1), 17–32.
<https://journal.espe.edu.ec/ojs/index.php/revista-serie-zoologica/article/view/1394>
- Guerrero, N. (2016). Evaluación del uso de suelo y su influencia actual en la calidad del agua de la microcuenca “ El Sapanal ” cantón Pan. In *Tesis*. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/54013>
- Hastings, A. (2010). Timescales, dynamics, and ecological understanding. *Ecology*, 91(12), 3471–3480. <https://doi.org/10.1890/10-0776.1>

- Hirst, C. N., & Jackson, D. A. (2007). Reconstructing community relationships: The impact of sampling error, ordination approach, and gradient length. *Diversity and Distributions*, 13(4), 361–371. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00307.x>
- Huettmann, F., & Diamond, A. W. (2001). Seabird colony locations and environmental determination of seabird distribution: A spatially explicit breeding seabird model for the northwest atlantic. *Ecological Modelling*, 141(1–3), 261–298. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00278-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00278-2)
- Huston, M. A. (1994). *Biological Diversity: The Coexistence of Species* (p. 681). <https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=VA7Ct-SCU1kC&oi=fnd&pg=PR15&dq=Huston+M.+A.,+1994.+Biological+Diversity.+The+coexistence+of+species+on+changing+landscapes.+Press+syndicate+of+the+University+of+Cambridge,+Cambridge,+Inglaterra,+681+pp.&ots=gPLE>
- Jackson, D. A. (1993). Stopping rules in principal components analysis: A comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, 74(8), 2204–2214. <https://doi.org/10.2307/1939574>
- Jacobsen, D., Cressa, C., Mathooko, J. M., & Dudgeon, D. (2008). Macroinvertebrates. composition, life histories and production. In *Tropical Stream Ecology* (pp. 65–105). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012088449-0.50006-6>
- Jankowski, J. E., Ciecka, A. L., Meyer, N. Y., & Rabenold, K. N. (2009). Beta diversity along environmental gradients: Implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 78(2), 315–327. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01487.x>
- Jaramillo, V. (2013). *Caracterización preliminar de la geomorfología e hidrología de la microcuenca del río Irquis, parroquia Victoria del Portete, cantón Cuenca - provincia del Azuay*.
- Jiménez, R., Barnuevo, E., Timbe, B., & Astudillo, P. X. (2021). El uso de gremios tróficos en macroinvertebrados acuáticos como herramienta de monitoreo en los Altos Andes del Sur de Ecuador. *Neotropical Biodiversity*, 7(1), 310–317. <https://doi.org/10.1080/23766808.2021.1953891>
- Lamberti, G. A. (2000). The biology of streams and rivers. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(4), 758–760. <https://doi.org/10.2307/1468133>
- Legendre, P., & De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data:

- Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16(8), 951–963.
<https://doi.org/10.1111/ele.12141>
- Luiza-Andrade, A., Montag, L. F. de A., & Juen, L. (2017). Functional diversity in studies of aquatic macroinvertebrates community. *Scientometrics*, 111(3), 1643–1656.
<https://doi.org/10.1007/S11192-017-2315-0>
- Mancilla, G., Valdovinos, C., Azocar, M., Jorquera, P., & Figueroa, R. (2009). Efecto del reemplazo de la vegetación nativa de ribera sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de climas templados, Chile central. *Hidrobiologica*, 19(3), 193–203. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-88972009000300002&script=sci_abstract&lng=pt
- Martín-Pierra, F. (2000). Estimaciones prácticas de biodiversidad utilizando táxones de alto rango en insectos. *Monografías Tercer Milenio*, 1, 35–54. http://sea-entomologia.org/PDF/M3M_PRIBES_2000/M3M1-03-035.pdf
- Martínez-Rodríguez, M. del A., & Pinilla, G. A. (2014). VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DE TRES CIÉNAGAS DEL DEPARTAMENTO DE CESAR MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS ASOCIADOS A EICHHORNIA CRASSIPES (PONTEDERIACEAE). *Caldasía*, 36(2), 305–321.
<https://doi.org/10.15446/CALDASIA/V36N2.47489>
- Martínez, Y., & Villalejo, V. M. (2019). Ecohidrología-Ecohidráulica: claves para la gestión integrada de los recursos hídricos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 40(2), 95–109.
http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1680-03382019000200095
- McCord, S. B., & Kuhl, B. A. (2013). Macroinvertebrate community structure and its seasonal variation in the Upper Mississippi River, USA: A case study. In *Journal of Freshwater Ecology* (Vol. 28, Issue 1, pp. 63–78).
<https://doi.org/10.1080/02705060.2012.693458>
- Mesa, M. M. (2012). Interannual and seasonal variability of macroinvertebrates in monsoonal climate streams. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 55(3), 403–410. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132012000300011>
- Meza, M., Rubio, J., Días, A., & Walteros, L. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. Water quality and composition of aquatic macroinvertebrates in the subwatershed of river

- Chinchiná. Caldasia. *Caldasia*, 34(2), 443–456. <http://www.icn.unal.edu.co/>
- Minga, D., Ansaloni, R., Verdugo, A., & Ulloa, C. (2016). *Flora del páramo del Cajas, Ecuador: Vol. I* (Imprenta Don Bosco). <http://dspace.uazuay.edu.ec/handle/datos/8786>
- Molina, C. I., François-Marie, G., Pinto, J., & Rosales, C. (2008). ESTRUCTURA DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN UN RÍO ALTOANDINO DE LA CORDILLERA REAL, BOLIVIA: VARIACIÓN ANUAL Y LONGITUDINAL EN RELACIÓN A FACTORES AMBIENTALES. *Ecología Aplicada*, 7(1–2), 105. <https://doi.org/10.21704/rea.v7i1-2.365>
- Molina, C. I., Pinto, J., Rosales, C., & Gibon, F.-M. (2008). Estructura Macroinvertebrados Rio Altoandino Varaic Anual Y Longitudinal Bolivia 2008. *Ecología Aplicada*, 7(1–2), 105–116.
- Morais, M., Pinto, P., Guilherme, P., Rosado, J., & Antunes, I. (2004). Assessment of Temporary Streams: The Robustness of Metric and Multimetric Indices under Different Hydrological Conditions. In *Integrated Assessment of Running Waters in Europe* (pp. 229–249). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0993-5_14
- Motta-Díaz, Á. J., Vimos-Lojano, D. J., Motta-Díaz, Á. J., & Vimos-Lojano, D. J. (2020). Influencia de la variación temporal de los parámetros hidráulicos en la estructura y la función de la comunidad de macroinvertebrados en un río andino. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 606–621. <https://doi.org/10.18257/RACCEFYN.1023>
- Neill, D. (1999). *Catálogo de las plantas vasculares del Ecuador*. 1181. <http://www.mobot.org/MOBOT/Research/ecuador/vegetation.shtml>
- Norris, R. H., & Hawkins, C. P. (2000). Monitoring river health. In *Hydrobiologia* (Vol. 435, pp. 5–17). <https://doi.org/10.1023/A:1004176507184>
- Ochoa-Sánchez, A., Crespo, P., & Céleri, R. (2018). Quantification of rainfall interception in the high Andean tussock grasslands. *Ecohydrology*, 11(3). <https://doi.org/10.1002/ECO.1946>
- Pérez, A., Benetti, C. J., & Garrido, J. (2013). Estudio de la calidad del agua del río Furnia (NO. España) mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 20, 1–9.

- Pla, L., Casanoves, F., & Di Rienzo, J. (2012). Functional Diversity Indices. In *SpringerBriefs in Environmental Science* (pp. 27–51). https://doi.org/10.1007/978-94-007-2648-2_3
- Portilla Arcos, N. K. (2015). Distribución espacial y temporal de macroinvertebrados acuáticos en la quebrada La Cascajosa - Garzón (Huila). *Entornos*, 28(1), 56. <https://doi.org/10.25054/01247905.1224>
- Pozo, J., & Basaguren, A. E. A. (1992). *APROXIMACIÓN SISTÉMICA AL ANÁLISIS DE LA CUENCA DEL RIO AGUERA*.
- Ricklefs, R. E. (2008). The relationship between local and regional species richness in birds of the Caribbean Basin. *Journal of Animal Ecology*, 69(6), 1111–1116. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2000.00456.x>
- Ricklefs R. E. & Miller G. (1999). *Ecology*. W. H. Freeman and Company. Nueva York, USA. https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Ricklefs+R.+E.+y+Miller+G.+L.%2C+1999.+Ecology.+W.+H.+Freeman+and+Company%2C+Nueva+York%2C+USA%2C+822+pp.&btnG=
- Rico-Sánchez, A. E., Rodríguez-Romero, A. J., López-López, E., & Sedeño-Díaz, J. E. (2014). Spatial and temporal variation patterns in aquatic macroinvertebrates of Tecocomulco Lake, Hidalgo (México). *Revista de Biología Tropical*, 62, 81–96. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15780>
- Rincón, J., Merchán, D., Sparer, A., ... D. R.-R. de B., & 2017, undefined. (2017). La descomposición de la hojarasca como herramienta para evaluar la integridad funcional de ríos altoandinos del sur del Ecuador. *Scielo.Sa.Cr*, 65(1), 321–334. <https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v65n1/0034-7744-rbt-65-01-00321.pdf>
- Ríos-Touma, B., Encalada, A. C., & Prat Fornells, N. (2011). Macroinvertebrate assemblages of an Andean high-altitude tropical stream: The importance of season and flow. *International Review of Hydrobiology*, 96(6), 667–685. <https://doi.org/10.1002/iroh.201111342>
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Tórres, R., & Turizo-Correa, R. (2011). Revista de Biología Tropical. *Revista de Biología Tropical*, 59(4), 1537–1552. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442011000400009
- Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicador de la calidad de

- agua. *Revista Academia Colombiana de Ciencias*, 23(88), 375–387.
<https://www.academia.edu/download/30389621/375-387.pdf>
- Roldán, Gabriel. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254–274.
- Rosales, L. E., & Sánchez Mateo, S. (2016). Uso de Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad del agua del río Palacagüina, Norte de Nicaragua. *Revista Científica de FAREM-Esteli*, 8, 66–75. <https://doi.org/10.5377/farem.v0i8.2621>
- Rosenberg, D. M. (1992). Freshwater biomonitoring and Chironomidae. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 26(2–4), 101–122.
<https://doi.org/10.1007/BF02255231>
- Sánchez, O. (2007). Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación. In *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México: Vol. I* (pp. 11–36).
https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=uWlrkIx-r3oC&oi=fnd&pg=PA11&dq=Sanchez+et+al+2007.+Ecosistemas+acuáticos&ots=8Omr5i2r-W&sig=jso9hY9jHN_6GbcfJ81FgOZ7O3c
- Simberloff, D., & Dayan, T. (1991). The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22(1), 115–143.
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.22.110191.000555>
- Sotomayor, G. (2016). *Evaluación de la calidad de las aguas superficiales mediante técnicas de estadística multivariante: Un estudio de caso en la cuenca del Río Paute, al sur de Ecuador*. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/53959>
- Southwood, T. R. E. (1977). Habitat, the Templet for Ecological Strategies? *The Journal of Animal Ecology*, 46(2), 336. <https://doi.org/10.2307/3817>
- Statzner, B., Bady, P., Dolédec, S., & Schöll, F. (2005). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology*, 50(12), 2136–2161.
<https://doi.org/10.1111/J.1365-2427.2005.01447.X>
- Tomanova, S., ... N. M.-R. research and, & 2008, undefined. (2008). Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *Wiley Online Library*, 24(9), 1230–1239. <https://doi.org/10.1002/rra.1148>

- Townsend, C., biology, A. H.-F., & 1994, undefined. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Wiley Online Library*, 31(3), 265–275.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01740.x>
- Vásquez, M. L. (2010). *Pagos por Servicios Ambientales en la Producción de agua de calidad*. <http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2010/fjv335p/doc/fjv335p.pdf>
- Vaughan, I. P., & Ormerod, S. J. (2005). The continuing challenges of testing species distribution models. In *Journal of Applied Ecology* (Vol. 42, Issue 4, pp. 720–730).
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01052.x>
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882–892.
<https://doi.org/10.1111/J.0030-1299.2007.15559.X>