



UNIVERSIDAD NACIONAL DE LOJA

FACULTAD AGROPECUARIA Y DE RECURSOS NATURALES
RENOVABLES

CARRERA DE: “INGENIERÍA EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DEL
MEDIO AMBIENTE”

TEMA:

**“ANÁLISIS SOBRE EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE ZONAS
RIPARIAS EN LA DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS
ACUÁTICOS, EN LAS MICROCUENCAS EL CARMEN, VOLCÁN Y
SHUCOS, DE LA HOYA DE LOJA”**

AUTORA: Daniela Rossibel Pullaguari Araguanaza.

DIRECTORA: Marina Mazón, Ph.D.

Tesis de grado previo a la obtención
del título de: INGENIERA EN
MANEJO Y CONSERVACIÓN
DEL MEDIO AMBIENTE

LOJA-ECUADOR

2019



CERTIFICACIÓN

En calidad de Directora de la tesis titulada “ANÁLISIS SOBRE EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE ZONAS RIPARIAS EN LA DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS, EN LAS MICROCUENCAS EL CARMEN, VOLCÁN Y SHUCOS, DE LA HOYA DE LOJA”, de autoría de la señorita egresada de la Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente **Daniela Rossibel Pullaguari Araguanaza**, certifico que se ha realizado dentro del cronograma aprobado, por lo que autorizo su presentación y publicación.

Loja, 14 de agosto de 2019

Atentamente,

A rectangular box containing a handwritten signature in purple ink. The signature appears to be 'Marina' followed by a stylized surname. Below the signature is a horizontal line.

Marina Mazón, Ph.D.

DIRECTORA DE TESIS

CERTIFICACIÓN

En calidad de Tribunal Calificador de la tesis titulada “ANÁLISIS SOBRE EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE ZONAS RIPARIAS EN LA DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS, EN LAS MICROCUENCAS EL CARMEN, VOLCÁN Y SHUCOS, DE LA HOYA DE LOJA”, de autoría de la señorita egresada **Daniela Rossibel Pullaguari Araguanaza** de la Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, certifican que ha incorporado todas las sugerencias efectuadas por sus miembros.

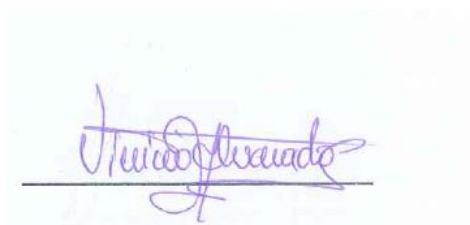
Por lo tanto, autorizamos a la señorita egresada, su publicación y difusión.

Loja, 14 de agosto de 2019

Atentamente,

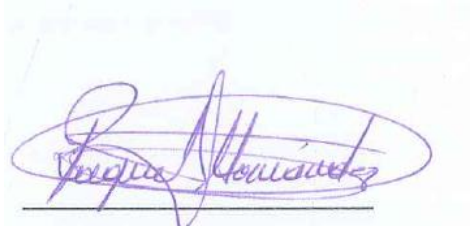
Ing. Erasmo Vinicio Alvarado Jaramillo, Mg. Sc.

PRESIDENTE DE TRIBUNAL



Ing. Raquel Hernández Ocampo, Mg. Sc.

VOCAL DEL TRIBUNAL



Ing. Santiago Rafael García Matailo, Mg. Sc.

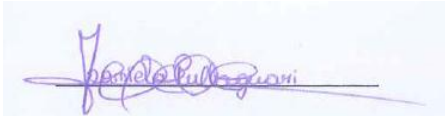
VOCAL DEL TRIBUNAL



AUTORÍA

Yo, Daniela Rossibel Pullaguari Araguanaza, declaro ser autora de la presente tesis titulada **“ANÁLISIS SOBRE EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE ZONAS RIPARIAS EN LA DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS, EN LAS MICROCUENCAS EL CARMEN, VOLCÁN Y SHUCOS, DE LA HOYA DE LOJA”**, y eximo expresamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos, de posibles reclamos o acciones legales, por el contenido de esta.

Adicionalmente acepto y autorizo a la Universidad Nacional de Loja, la publicación de mi tesis en el Repositorio Institucional – Biblioteca Virtual.



Daniela Rossibel Pullaguari Araguanaza

C.I.: 1104816549

Loja, 14 de agosto de 2019

**CARTA DE AUTORIZACIÓN DE TESIS POR PARTE DEL AUTOR PARA LA
CONSULTA, REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL Y PUBLICACIÓN
ELECTRÓNICA DEL TEXTO COMPLETO**


Yo, **Daniela Rossibel Pullaguari Araguanaza**, declaro ser autora de la tesis titulada **“ANÁLISIS SOBRE EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE ZONAS RIPARIAS EN LA DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS, EN LAS MICROCUENCAS EL CARMEN, VOLCÁN Y SHUCOS, DE LA HOYA DE LOJA”**, como requisito para optar al grado de: Ingeniera en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, autorizo al Sistema Bibliotecario de la Universidad Nacional de Loja para que, con fines académicos muestre al mundo la producción intelectual de la Universidad. A través de la visibilidad de su contenido de la siguiente manera en el Repositorio Digital Institucional (RDI).

Los usuarios pueden consultar el contenido de este trabajo en el RDI, en las redes de información del país y del exterior con las cuales tenga convenio la Universidad.

La Universidad Nacional de Loja, no se responsabiliza por el plagio o copia de la tesis que realice un tercero.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Loja a los catorce días del mes de agosto de dos mil diecinueve, firma la autora.

Firma:



Autora: Daniela Rossibel Pullaguari Araguanaza

Número de cédula: 1104816549

Dirección: Loja, El Valle

Correo electrónico: danipullaguari16@gmail.com

Teléfono: 0984787794

DATOS COMPLEMENTARIOS

Director de Tesis: Marina Mazón, Ph.D.

Tribunal de Grado: Ing. Erasmo Vinicio Alvarado, Mg. Sc.

Ing. Raquel Verónica Hernández Ocampo, Mg. Sc.

Ing. Santiago Rafael García Matailo, Mg. Sc.

AGRADECIMIENTO

Mi eterno agradecimiento es para Dios, ya que gracias a su ayuda me he podido enfrentar a situaciones que pensaba que no tenían solución.

Gracias a mis padres por que sin ellos mis metas y triunfos no serían posibles, gracias a ellos por cada día confiar y en creer en mí, a mis hermanos por acompañarme en cada meta propuesta por alentarme a seguir adelante y no rendirme para ser una persona de bien.

Un agradecimiento muy especial a Marina Mazón, Ph.D., directora de tesis por cada momento dedicado para aclarar cualquier duda que me surgiera, y por la paciencia que me tuvo para culminar mi proyecto. También, mi agradecimiento a Carlos Iñiguez, Ph.D., y Alejandro Zury, Biol., por su apoyo y conocimientos brindados y a todas las personas que formaron parte de este proyecto, ya que ustedes fueron un pilar importante en la culminación de mi paso por la universidad.

Un agradecimiento especial al Sr. Vicente Capa y Karina Capa por ayudarme en este proyecto y por la paciencia y apoyo brindado que me ofrecieron, también a Ximena, Daniel, Lizseth, Andreina, Juan y Cristhian por brindarme su amistad y sus consejos durante mi etapa de universidad.

Daniela Rossibel Pullaguari Araguanaza

DEDICATORIA

Dedico este proyecto a Dios y a mis padres por se las personas que me aman incondicionalmente Gloria S. Araguanaza F. y S. José Pullaguari C. por guiarme y ayudarme en todo momento, a mis hermanos Renato, Carlos, Edison, Jonathan en especial a Jefferson por su apoyo incondicional y comprensión en todo momento, a mi hermana Myriam por ser una guía ejemplar en mi vida, a Karla por que sin su apoyo no hubiera logrado mis metas, a Paola por darme su amor incondicional y a Gabriela por apoyarme y quedarse conmigo en momentos que difíciles.

A mis sobrinas y sobrinos Paula, Amarelys, Arianeth, Emilia, Domenica, Jeannell, Renata, Erick y Eliot por darme su amor y recordándoles que siempre estaré presente para ellos cuando me necesiten; a mi cuñada Mayte y a mi cuñado Luis Alberto por sus manifestaciones de afecto.

A mis compañeros y amigos que sin esperar nada a cambio me ofrecieron su amistad, y a todas las personas que estuvieron a mi lado apoyándome hasta cumplir mis metas.

Daniela Rossibel Pullaguari Araguanaza

ÍNDICE GENERAL

CONTENIDO	Pág.
1. INTRODUCCIÓN	1
Objetivo General.....	2
Objetivos Específicos.....	2
2. REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1. CUENCAS HIDROGRÁFICAS	3
2.1.1. Cuenca hidrográfica como sistema.....	3
2.1.2. División de una cuenca hidrográfica	3
2.1.3. Microcuenca hidrográfica.....	4
2.1.4. Cuencas hidrográficas en Ecuador	4
2.2. ZONA RIPARIA	5
2.2.1. Importancia de las zonas riparias	5
2.2.2. Amenazas de las zonas riparias	6
2.3. BIOINDICADORES	6
2.4. MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS Y SU USO COMO BIOINDICADORES	7
2.4.1. Ventajas y desventajas de macroinvertebrados para su uso como bioindicadores.....	7
2.4.2. Grupos funcionales de macroinvertebrados acuáticos	8
2.5. ANTECEDENTES EN LOJA SOBRE ESTUDIOS DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS ASOCIADOS A LA CONSERVACIÓN DE ZONAS RIPARIAS	9
3. MATERIALES Y MÉTODOS	11
3.1. ÁREA DE ESTUDIO	11
3.2. UBICACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO	13
3.3. METODOLOGÍA	14

3.3.1. Metodología para analizar el estado de conservación de la zona riparia en las microcuencas seleccionadas.	14
3.3.2. Metodología para identificar la diversidad de macroinvertebrados acuáticos en las microcuencas seleccionadas.	15
3.3.3. Metodología para estimar la relación que mantienen los grupos de macroinvertebrados acuáticos con la calidad de las zonas riparias en las microcuencas establecidas.	17
4. RESULTADOS	18
4.1. ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA ZONA RIPARIA	18
4.2. DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS.....	19
4.3. DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS POR MICROCUENCAS.....	21
4.4. RELACIÓN QUE MANTIENEN LOS GRUPOS DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS CON LA CALIDAD RIPARIA	25
5. DISCUSIÓN.....	29
6. CONCLUSIONES	37
7. RECOMENDACIONES	38
8. BIBLIOGRAFÍA	39
9. ANEXOS	48

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de las microcuencas estudiadas del cantón Loja.....	11
Figura 2. Abundancia relativa de los órdenes más representativos de las zonas de estudio.....	19
Figura 3. Abundancia de las familias encontradas a nivel global de las zonas de estudio, ordenadas de mayor a menor abundancia.....	20
Figura 4. Abundancia de los géneros encontrados a nivel global de las zonas de estudio, ordenados de mayor a menor abundancia.....	20
Figura 5. Abundancia de los órdenes más representativos en cada una de las microcuencas de estudio.....	21
Figura 6. Proporción de individuos pertenecientes a cada uno de los grupos tróficos de macroinvertebrados acuáticos encontrados en las microcuencas de estudio.....	24
Figura 7. Proporción de individuos de los grupos funcionales de macroinvertebrados acuáticos, establecidos en función de su hábitat y locomoción encontrados en las microcuencas de estudio.....	24
Figura 8. Box Plot de los parámetros estructurales de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en las microcuencas “El Carmen”, “Volcán” y “Shucos” que han mostrado diferencia estadísticamente significativa (representadas por letras distintas) en el nivel $p < 0,05$: A) IMEERA B, B) Abundancia, B) Riqueza, D) Depredadores (% ind), E) Raspadores (% ind), F) Trepadores (% ind).....	26
Figura 9. Box Plot de los parámetros estructurales de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en las microcuencas “El Carmen”, “Volcán” y “Shucos” que han mostrado diferencia estadísticamente significativa (representadas por letras distintas) en el nivel $p < 0,05$: A) Taxa Tolerantes (%S), B) Taxa Intolerantes, C) Taxa EPT, D) ABI, E) Divers. Shannon-Wiener y F) Diversidad Margalef.....	27
Figura 10. Correlaciones entre los parámetros estructurales y el QBR que mostraron correlación con un nivel de significancia del 0,01: A) depredadores, B) Trituradores, C) Raspadores y D) Diversidad de Shannon-Wiener.....	28

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Coordenadas de los puntos de muestreo, con su respectivo hábitat dominante, de las microcuencas estudiadas.....	13
Tabla 2. Rangos de calidad de conservación propuesto en el Índice QBR.....	14
Tabla 3. Índice de QBR aplicado en las microcuencas seleccionadas.....	18
Tabla 4. Familias y géneros más representativos encontrados en cada una de las microcuencas del estudio, con sus respectivas abundancias.....	22
Tabla 5. Valores de los índices ecológicos de cada una de las microcuencas de estudio.....	22
Tabla 6. Valores de los índices ecológicos de cada una de las microcuencas de estudio.....	23
Tabla 7. Porcentaje de las taxas tolerantes e intolerantes de las zonas de estudio.....	23
Tabla 8. Resultados de la prueba de Kruskal – Wallis (H) y el nivel de significancia de parámetros estructurales. Señalados en negrita los parámetros que no mostraron diferencias significativas ($p > 0,05$).....	25

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Índice de Calidad de Bosque de Ribera.....	48-49
Anexo 2. Cálculo del Índice de Calidad de Bosque de Ribera de la microcuenca “El Carmen”.....	50
Anexo 3. Cálculo del Índice de Calidad de Bosque de Ribera de la microcuenca “Volcán”.....	51
Anexo 4. Cálculo del Índice de Calidad de Bosque de Ribera de la microcuenca “Shucos”.....	52
Anexo 5. Macroinvertebrados acuáticos recolectados de las microcuencas de muestreo.....	53-55
Anexo 6. Resultados de las correlaciones entre los parámetros estructurales y el QBR (nivel 0.01).....	56
Anexo 7. Colecta de los macroinvertebrados acuáticos en las diferentes microcuencas en estudio.....	57
Anexo 8. Reconocimiento de los respectivos macroinvertebrados acuáticos con los valores mayores de abundancia en familia a nivel global: 1) Leptoceridae, 2) Baetidae, 3) Leptophlebiidae, 4) Chironomidae, 5) Simuliidae, 6) Perlidae, 7) Hydropsychidae, 8) Elmidae, 9) Leptohiphidae y 10) Helicopsychidae.....	58-59
Anexo 9. Aplicación del índice QBR en cada una de las microcuencas en estudio.....	60-61

ACRÓNIMOS

CABIRA	Calidad Biológica de los Ríos Altoandinos
PNP	Parque Nacional Podocarpus
QBR	Índice de Calidad de Bosque de Ribera
IMEERA	Índice Multimétrico de Estado Ecológico de Ríos Altoandinos
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera
ABI	Índice Biótico Andino
GTF	Grupos Tróficos Funcionales

**“ANÁLISIS SOBRE EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE ZONAS RIPARIAS EN
LA DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS, EN LAS
MICROCUENCAS EL CARMEN, VOLCÁN Y SHUCOS, DE LA HOYA DE LOJA”**

RESUMEN

Las zonas riparias representan una zona de ecotono, transición y de interacción entre el medio terrestre y acuático, recibiendo la influencia hidrológica de ambos, es por ello que el presente trabajo, se dedicó a estudiar la relación que mantiene el estado de conservación de las zonas riparias con la diversidad de macroinvertebrados acuáticos, en las microcuencas “El Carmen” (conservada), “Volcán” (semi conservada) y “Shucos” (degradada) pertenecientes a la parte alta de cuenca del Zamora.

Para determinar la relación entre los grupos de macroinvertebrados acuáticos y la calidad de las zonas riparias se aplicó el QBR en un transecto de 10 x 200 m de longitud, que fueron comparadas con los parámetros estructurales de la aplicación CABIRA, mediante el cual se realizó un muestreo de macroinvertebrados en un área de 50 x 50 cm. Aplicándose una prueba de Kruskal-Wallis y la correlación estadística no paramétrica de Spearman.

Los parámetros estructurales de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos que no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) fueron los colectores, trituradores, filtradores, fijadores y la equitatividad. Es por ello por lo que mediante la prueba de Tukey se determinó que existe diferencias significativas entre microcuencas en los parámetros estructurales IMEERA B, abundancia, riqueza, depredadores, raspadores, trepadores, taxa tolerantes, taxa intolerantes, taxa EPT, ABI, Diversidad de Shannon-Wiener y Diversidad de Margalef.

En cuanto a la correlación entre los parámetros estructurales y el QBR, se observó que los parámetros estructurales: depredadores, trituradores, raspadores y la Diversidad de Shannon-Wiener asumen una correlación significativa en el nivel 0,01.

Palabras claves: zonas riparias, macroinvertebrados acuáticos, estado de conservación.

ABSTRACT

The riparian zones represent an area of ecotone, transition and interaction between the terrestrial and aquatic environment, receiving the hydrological influence of both, that is why the present work was dedicated to study the relationship that maintains the state of conservation of the zones. riparias with the diversity of aquatic macroinvertebrates, in the microbasin "El Carmen" (preserved), "Volcano" (semi-conserved) and "Shucos" (degraded) belonging to the upper part of the Zamora basin.

To determine the relationship between the groups of aquatic macroinvertebrates and the quality of the riparian zones, the QBR was applied in a transect measuring 10 x 200 m in length, which were compared with the structural parameters of the CABIRA application, by means of which a sampling of macroinvertebrates was carried out in an area of 50 x 50 cm. Applying a Kruskal-Wallis test and Sperman's nonparametric statistical correlation.

The structural parameters of the community of aquatic macroinvertebrates that did not show statistically significant differences ($p < 0.05$) were the collectors, crushers, filter feeders, fixators and equitability. That is why the Tukey test determined that there are significant differences between microbasins in the structural parameters IMEERA B, abundance, richness, predators, scrapers, climbers, tolerant taxa, intolerant taxa, EPT taxa, ABI, Shannon-Wiener diversity and Diversity of Margalef.

Regarding the correlation between the structural parameters and the QBR, it was observed that the structural parameters: predators, shredders, scrapers and the Shannon-Wiener Diversity assume a significant correlation at the 0.01 level.

Keywords: Riparian zones, aquatic macroinvertebrates, state of conservation.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas los sistemas fluviales han estado sometidos a una fuerte presión de explotación y cambio en el uso de la tierra, afectando la calidad del agua por las principales actividades que se desarrollan asociadas a las cuencas hidrográficas (Gamboa et al., 2008).

Las zonas riparias son parte esencial de los ecosistemas fluviales (Garrido et al., 2010), ya que proporcionan una gran cantidad de servicios ecosistémicos (Blanco et al., 2003), representando una zona de ecotono, transición y de interacción entre el medio terrestre y acuático y recibiendo la influencia hidrológica de ambos (Alomía y Chimbo, 2014; González, 2002). Se encuentran entre los ecosistemas ecológicos más complejos de la biosfera y también de los más importantes para mantener la vitalidad del paisaje (Torres, 2005), caracterizándose por una flora y una fauna cuya composición está fuertemente determinada por la intensidad luminosa, el contenido en agua y la granulometría del suelo (Granados et al., 2006).

En América Central, se han eliminado grandes extensiones de bosques y matorrales que conformaban la vegetación natural de los ecosistemas riparios (Walteros et al., 2016), principalmente para dedicar estos terrenos a las actividades agropecuarias (Torres, 2005). Los ecosistemas riparios con suelos cubiertos con vegetación “funcionan como sistema amortiguador entre los cultivos y los cursos de agua” (Moreno et al., 2017).

Los macroinvertebrados acuáticos son los indicadores biológicos más utilizados en la evaluación de ecosistemas riparios (Arroyo, 2007), ya que habitan en diferentes ecosistemas acuáticos y con su presencia o ausencia indican la calidad del agua (Aguirre, 2011). Las actividades humanas pueden cambiar las condiciones ambientales del agua y afectar así la presencia de estos macroinvertebrados (Damanik et al., 2016), debido a sus características, requerimientos especiales y adaptaciones evolutivas a determinadas condiciones ambientales, que los convierten en organismos con límites de tolerancia específicos a las diferentes alteraciones de su hábitat (Ayora, 2016).

En la Región Sur del Ecuador se han realizado algunos estudios en relación con la influencia del estado de conservación sobre las comunidades de macroinvertebrados. Esparza (2017), en el proyecto “Influencia del estado de conservación de las microcuencas andinas

sobre la diversidad de macroinvertebrados acuáticos”, indica que tener un buen estado de conservación en las microcuencas ayuda a mantener y mejorar la diversidad de macroinvertebrados acuáticos, aludiendo que, a mayor diversidad de macroinvertebrados, mejor calidad de agua. A su vez, Ayora (2016) aclara que es clave conservar los bosques de ribera, siendo fundamentales para la regulación y mantenimiento de ríos, quebradas y macroinvertebrados.

Por lo tanto, la importancia de la presente investigación permitirá conocer cómo influye el estado de conservación de los ecosistemas riparios sobre la diversidad de macroinvertebrados acuáticos, el cual contribuirá a evaluar y analizar el estado de estas zonas y así garantizar el mantenimiento y conservación de sus funciones ecológicas, promoviendo el cuidado y regeneración de estas zonas, es por ello Romero et al., (2014) indica que “los ecosistemas restaurados pueden mejorar la provisión de servicios ecosistémicos y ayudar en la conservación de la biodiversidad”.

Por lo cual, la información generada en este estudio ayudará a entender el funcionamiento de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en las zonas riparias encontrados en tres microcuencas de la Hoya de Loja, contribuyendo al conocimiento científico, base para futuras investigaciones que ayuden a mejorar el estado de conservación y cuidado de estas zonas, parte fundamental de los cauces de alta montaña. Los objetivos propuestos para desarrollar el presente estudio fueron:

Objetivo General

Evaluar el estado de conservación de la zona riparia sobre la diversidad de macroinvertebrados acuáticos en las microcuencas El Carmen, Volcán y Shucos, de la Hoya de Loja.

Objetivos Específicos

- Analizar el estado de conservación de la zona riparia en las microcuencas seleccionadas.
- Identificar la diversidad de macroinvertebrados acuáticos en las microcuencas seleccionadas.
- Estimar la relación que mantienen los grupos de macroinvertebrados acuáticos con la calidad de las zonas riparias en las microcuencas establecidas.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

Este capítulo hace hincapié a una revisión de literatura de diferentes fuentes bibliográficas acerca de la presente investigación, detallando de manera global las variables más importantes que surgieron dentro de la investigación:

2.1. CUENCAS HIDROGRÁFICAS

Una cuenca hidrográfica es una unidad morfológica integral (Gaspari et al., 2013), que se define en un territorio delimitado por la línea divisora de las aguas conformado por un sistema hídrico (World Vision, 2004), que capta las precipitaciones y drena el agua de escorrentía hacia un colector común, denominado río principal (Vásquez et al., 2016).

Las cuencas hidrográficas permiten entender el ciclo hidrológico, así como cuantificar e identificar los impactos acumulados de las actividades humanas o externalidades (sedimentos, contaminantes y nutrientes) a lo largo del sistema de corrientes o red hidrográfica, que afectan positiva o negativamente la calidad y cantidad del agua, la capacidad de adaptación de los ecosistemas y la calidad de vida de sus habitantes (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2013).

2.1.1. Cuenca hidrográfica como sistema

Para comprender por qué la cuenca hidrográfica es un sistema es indispensable indicar que en una cuenca hidrográfica existen entradas y salidas, y se producen interacciones e interrelaciones entre sus elementos (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2001; World Vision, 2004), y en consecuencia presenta una dinámica temporal y espacial (Muñoz, 2013).

Los componentes principales que determinan el funcionamiento de una cuenca son los elementos biofísicos, biológicos y antrópicos (Gaspari et al., 2013), que se encuentran interrelacionados y en equilibrio entre sí (Zárate, 2011).

2.1.2. División de una cuenca hidrográfica

La cuenca hidrográfica puede dividirse en espacios definidos por la relación entre el drenaje superficial y la importancia que tiene con el curso principal. A un curso principal llega un afluente secundario, este comprende una *subcuenca* que se refiere a los cursos de

agua de cuarto y quinto orden (5 - 50 mil ha). Luego, al curso principal de una subcuenca, llega un afluente terciario, este comprende una *microcuenca* que incluye los cursos de agua de primer, segundo y tercer orden (< 50 mil ha) (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2001; Vásquez et al., 2016).

El número de orden de un curso de agua o río se inicia a partir del cauce más pequeño y teniendo como punto de referencia los límites definidos por el “*Divortium Aquarum*¹” (Vásquez et al., 2016).

2.1.3. Microcuenca hidrográfica

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (2009), define que una microcuenca es el territorio que drena sus aguas hacia el curso principal de una subcuenca. Por su parte, Alatorre (2006) señala a la microcuenca como una pequeña cuenca de primer orden, en donde vive un cierto número de familias (comunidad) utilizando y manejando los recursos del área, principalmente el suelo, agua, flora y fauna.

Cabe destacar que en la microcuenca ocurren interacciones indivisibles entre los aspectos económicos, sociales y ambientales (Alatorre, 2006). Por lo tanto, la conservación de los ecosistemas de microcuencas es un hecho de suma importancia debido a que cuentan con un elevado valor ecológico, y mantienen estable la biodiversidad y proporcionan servicios y bienes ambientales (Esparza, 2017).

2.1.4. Cuencas hidrográficas en Ecuador

El territorio nacional del Ecuador se divide en 31 sistemas hidrográficos (Aguirre, 2011), conformados por 79 cuencas (72 cuencas hidrográficas de la “Vertiente del Pacífico” y 7 cuencas hidrográficas de la “Vertiente del Amazonas”) (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, 2009), 153 subcuencas y se reconocen 871 microcuencas (Fajardo, 2010).

Estos sistemas aportan con un escurrimiento superficial de 432000 km³ de los cuales 116000 km³ (27%) corresponde a la vertiente del Pacífico, donde habita aproximadamente el

¹ La divisoria de aguas o *divortium aquarum* es una línea imaginaria que delimita la cuenca hidrográfica.

80% de la población en el Ecuador, y 316000 km³ (73%) corresponde a la vertiente del Amazonas, donde habita el 20% aproximadamente de la población restante (Fajardo, 2010).

2.2. ZONA RIPARIA

La zona riparia es la interfase entre los ecosistemas terrestres y acuáticos (Acosta et al., 2014; Gregory et al., 1991), estos ecosistemas dependen de la estabilidad de sus acuíferos, del tipo de sedimento, de la calidad del agua y de los procesos hidrológicos que se llevan a cabo en el sistema, siendo importantes por ser corredores biológicos (Guerra, 2000) y a su vez albergando una gran diversidad de organismos y la mayoría de los sistemas productivos, pero a la vez están siendo alterados por las actividades humanas (Amitha, 2003; Guerra, 2000).

2.2.1. Importancia de las zonas riparias

Las zonas riparias se establecen en los márgenes u orillas de ríos o quebradas y se relacionan directamente con sus comunidades bióticas (Palma, 2016). Estas zonas sirven como vía para el desplazamiento de la vida silvestre de un parche de vegetación a otro, tanto en ambientes fragmentados como continuos (Torres, 2005).

La presencia de vegetación en estas zonas contribuye a la estabilidad de las orillas a través de su sistema radical, disminuyendo el riesgo de erosión por la acción de la corriente. Además, la calidad del agua en las zonas riparias puede verse mejorada si existe un bosque que actúa de filtro para los nutrientes (Granados et al., 2006; Torres, 2005).

Arribas et al., (2005) señalan que las zonas riparias son piezas clave para la conservación de los recursos naturales dentro de los cursos de los ríos. A pesar de ocupar una pequeña superficie en la cuenca, en estas zonas se producen los intercambios más significativos de nutrientes y energía que dan origen a otros ciclos ecológicos, tales como el anidamiento y desove de organismos y la reproducción y crecimiento de ciertas especies de peces y anfibios durante épocas de crecidas (Garrido et al., 2010).

Además, muchos peces y macroinvertebrados bentónicos buscan refugio en las raíces colgantes de los árboles de orilla, los animales que habitan el río se alimentan de frutos e insectos que vienen principalmente de las zonas riparias, y la hojarasca, los troncos caídos y los detritos de inundaciones que se acumulan en las zonas riparias proveen de sitios de forrajeo y de refugio para invertebrados (gusanos, dípteros, moscas), pequeños mamíferos

(ratas, zarigüeyas, etc.), reptiles (culebras, lagartijas), anfibios (ranas, salamandras), y diversos tipos de aves (Torres, 2005).

2.2.2. Amenazas de las zonas riparias

Los efectos de la degradación ambiental debido al inadecuado manejo territorial que ocurre en las cuencas repercute en el estado de salud de los ríos (Garrido et al., 2010), estos efectos sobre el ambiente fluvial producen cambios negativos en la composición y la estructura de la fauna y flora fluvial, que son elementos ambientales que testimonian la calidad del agua de los ríos (Liñero et al., 2016).

A pesar de su destacada importancia las zonas riparias vienen sufriendo grandes impactos por factores antropogénicos, principalmente la deforestación y la ganadería extensiva, afectando a la biota presente en los sistemas terrestres y acuáticos debido al uso de agroquímicos, el aumento de sedimentos, la pérdida de la vegetación ribereña, el aumento de la temperatura del agua, la menor regulación de caudales y el daño que el ganado provoca al cauce y a los taludes al tener un acceso directo y constante a las fuentes de agua (Cárdenas et al., 2007; Meza et al., 2012).

2.3. BIOINDICADORES

Los bioindicadores son organismos cuya presencia indica alguna condición medioambiental y responden fisiológica o conductualmente a un amplio espectro de sustancias o concentraciones tóxicas sean de origen orgánico o inorgánico, natural o de influencia humana. Además, son relativamente fáciles de observar, recoger, reconocer y son abundantes para permitir el muestreo repetible (Ospina y Peña, 2004).

Los bioindicadores se utilizan para dos tipos de estudios: el diagnóstico o evaluación rápida, que es puntual (una única fecha de muestreo) y usualmente se basa en la comparación entre sitios, y para el biomonitoreo, el cual se basa en muestreos periódicos, para implementar un control de calidad o un programa de vigilancia a través del tiempo (usualmente años) (Springer, 2010).

2.4. MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS Y SU USO COMO BIOINDICADORES

Los macroinvertebrados acuáticos son invertebrados de un tamaño relativamente grande que se pueden ver a simple vista o pueden ser retenidos por una red de malla de aproximadamente 125 μm (Hanson et al., 2010; Liñero et al., 2016). Son uno de los grupos biológicos más ampliamente usados como indicadores biológicos del agua, ya que responden a las alteraciones ocasionadas por actividades humanas en ecosistemas fluviales (Meza et al., 2012).

Su importancia como bioindicadores se debe a que integran muchas de las cualidades que se esperan de un indicador, entre las que se destaca su elevada diversidad y que estén representados por diferentes taxones, con requerimientos ecológicos diferentes, relacionados con las características hidromorfológicas (velocidad del agua, sustrato), fisicoquímicas y biológicas del medio acuático (Endara, 2012; Villacorta y Peña, 2014).

Las comunidades de macroinvertebrados juegan un papel importante en la red trófica de los ecosistemas acuáticos controlando la cantidad y distribución de sus presas y constituyendo una fuente alimenticia para consumidores terrestres, alimentándose muchas especies de restos vegetales y materia en descomposición, lo que permite el funcionamiento de otros niveles tróficos y de los tramos fluviales inferiores (Guinard et al., 2013; Montere, 2014).

2.4.1. Ventajas y desventajas de macroinvertebrados para su uso como bioindicadores

Entre las ventajas que posee cualquier macroinvertebrado que conforme un taxa bioindicador se puede mencionar las siguientes (Arroyo, 2007; Gamboa et al., 2008):

- Presentan ciclos de vida relativamente cortos, reflejan con mayor rapidez las alteraciones del medio ambiente mediante cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades.
- Son de amplia distribución, abundantes y de fácil recolección por su tamaño que los hace visibles a simple vista.
- Viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden a acumularse las toxinas, las cuales se incorporan a la cadena trófica a través de ellos.

- Son sensibles a los factores de perturbación y responden a las sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos.

Entre las desventajas se pueden mencionar las siguientes:

- Se trata de una comunidad heterogénea y la taxonomía de algunos grupos no es bien conocida.
- Las variaciones estacionales o de dinámica de la población pueden interferir en la interpretación o comparación de resultados.

2.4.2. Grupos funcionales de macroinvertebrados acuáticos

Los grupos más utilizados en evaluaciones de la calidad del agua corresponden a grupos de macroinvertebrados clasificados en función de su forma de alimentación (Roldán, 2016):

- *Depredadores.*- dentro de esta categoría se incluyen todos los insectos acuáticos carnívoros que están adaptados especialmente para la captura de presas vivas, cuyo tamaño es mayor a 1 mm (Rivera, 2004). Algunos de ellos mastican la presa y otros le inyectan enzimas y succionan su contenido (Esparza, 2017).
- *Trituradores.*- son organismos que se alimentan principalmente de madera, material vegetal vivo o en descomposición (Arroyo, 2007), o pueden alimentarse de raíces enterradas en los sedimentos (p.ej. Coleoptera: Curculionidae) (Ayora, 2016).
- *Filtradores.*- animales con adaptaciones anatómicas especiales u órganos secretores de seda o sustancias similares que actúan como tamiz para capturar partículas de materia orgánica que se encuentran en suspensión (Arroyo, 2007).
- *Colectores.*- se alimentan de materia orgánica particulada fina (Ayora, 2016), es decir, de detritus con un tamaño de partículas menor a 1 mm, y en menor proporción (en el caso de los ambientes lénticos) de organismos del plancton (fitoplancton y zooplancton) (Rivera, 2004).
- *Raspadores.*- se alimentan de perifiton y microbios (Esparza, 2017) adheridos a materia mineral o a otro sustrato (Arroyo, 2007).

Otra clasificación de grupos funcionales corresponde a grupos de macroinvertebrados clasificados en función de su hábitat y locomoción, incluyéndose siete grupos: trepadores, fijadores, neuston (pleuston), plancton, buceadores, nadadores, reptadores y excavadores. De todos ellos, en el presente estudio solo se tomarán en cuenta dos grupos, ya que son los únicos que se encuentran en la aplicación CABIRA, utilizada en este estudio:

- *Trepadores.*- varios macroinvertebrados viven en las partes sumergidas de las plantas acuáticas, aunque muchos de estos no se alimentan de la planta. Algunos de ellos son depredadores, como las ninfas de diversas familias de libélulas (Odonata) y algunos hemípteros acuáticos (p. ej. Belostomatidae) (Hanson et al., 2010).
- *Fijadores.*- son aquellos macroinvertebrados capaces de adherirse o agarrarse al sustrato, evitando así ser arrastrados por el flujo de la corriente (Grimaldo, 2004).

Cabe indicar que los índices más ampliamente usados para sistemas lóticos (ríos y riachuelos) y lénticos (lagos, lagunas) son el Índice BMWP/Col (Biological Monitoring Water Party/Colombia) (Roldán, 2016) y el Índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), los cuales son útiles en el análisis de la calidad del agua, debido a que necesitan bajo nivel taxonómico (familia), bajo costo en términos de tiempo (identificación de insectos) y dinero, convirtiéndose en metodologías rápidas y útiles (Endara, 2012).

2.5. ANTECEDENTES EN LOJA SOBRE ESTUDIOS DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS ASOCIADOS A LA CONSERVACIÓN DE ZONAS RIPARIAS

En la Hoya de Loja se cuenta con varios estudios donde se asocian los macroinvertebrados acuáticos con el estado de conservación de las microcuencas, entre los cuales podemos destacar los que se presentan a continuación:

Reyes (2016) estudió nueve quebradas cuyas riberas estaban cubiertas por usos de suelo diferentes, encontrando que la modificación de las riberas altera la condición ecológica de los ecosistemas fluviales andinos, lo cual promueve la pérdida de diversidad y la alteración de la estructura y funcionalidad de la comunidad de macroinvertebrados.

Palma (2016) llevó a cabo un estudio donde se calcularon diez métricas estructurales, funcionales y de calidad biológica del agua y de las riberas y se cuantificó su respuesta a

diferentes porcentajes de cobertura vegetal nativa en nueve quebradas andinas. Obtuvo como resultado relaciones significativas entre la cobertura vegetal nativa y la calidad biológica del agua, sugiriendo la necesidad de usar zonas de amortiguación cubiertas por más del 80% de vegetación nativa para conseguir un impacto positivo sobre el manejo de los cauces.

Esparza (2017) encontró grandes diferencias en la fauna de macroinvertebrados de tres ríos andinos de la ciudad de Loja ubicados en áreas conservadas con respecto a otros, tres situados en áreas no conservadas igualmente en Loja, afirmando que tener un buen estado de conservación de las microcuencas ayuda a mantener y mejorar la diversidad de macroinvertebrados acuáticos.

Capa (2019) evaluó los macroinvertebrados en las microcuencas El Carmen, Mónica y Las Violetas, encontrando una gran relación entre el estado de conservación de la vegetación de ribera (con mayor continuidad en la cobertura vegetal) con la diversidad de macroinvertebrados bentónicos, por lo que no debe de mantenerse únicamente la vegetación de cabecera de la microcuenca.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Este capítulo menciona los sitios donde se ejecutó la investigación y se explica de manera detallada la metodología propuesta para alcanzar los objetivos señalados en el presente trabajo investigativo.

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio corresponde a tres microcuencas de la Hoya de Loja: El Carmen, Volcán y Shucos (Figura 1), unidades que forman parte del sistema hidrográfico del Río Zamora (Muñoz, 2013). Están ubicadas en el Valle de Cuxibamba de la Región Sur del Ecuador (PNUMA et al., 2007), con un rango altitudinal que oscila entre 2100 y 2300 m.s.n.m. (Niemann et al., 2013) y un clima temperado-ecuatorial subhúmedo, caracterizado por una temperatura media de 16 °C y una lluvia anual de 900 mm (PNUMA et al., 2007).

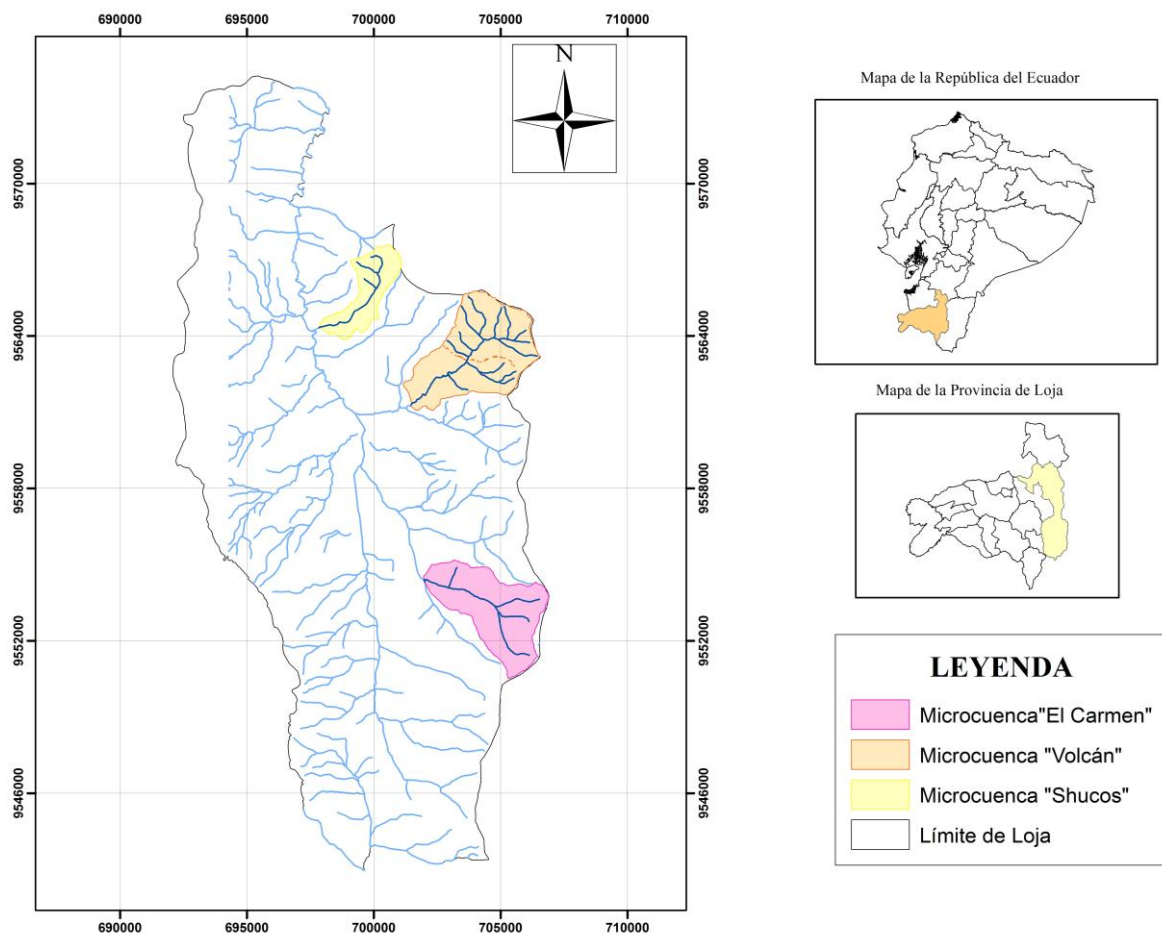


Figura 1. Ubicación de las microcuencas estudiadas en la cuenca alta del Zamora, cantón Loja.

Fuente: Elaboración y formulación propia.

- ***Microcuenca “El Carmen”***

El Carmen es una microcuenca de alta montaña, ubicada al este del cantón Loja y delimitada: al norte con la microcuenca Pizarro o Cerro Garrapatas; al sur con la microcuenca San Simón; al este con el barrio El Carmen y al oeste con la Cordillera Oriental de los Andes (Flores y Cabrera, 2012).

Su rango altitudinal se distribuye entre las cotas que van desde los 2350 hasta los 3400 m.s.n.m (Vanegas, 2016). La estación seca es muy marcada y relativamente regular en el mes de marzo y abril, la temperatura de la microcuenca fluctúa entre los 12 y 14 °C. La zona de importancia hídrica alcanza 8886,5 ha, de estas 579 ha están cubiertas por bosque denso y bosque chaparro (Arteaga et al., 2014).

De la superficie total de la microcuenca “El Carmen” el 88% se encuentra dentro de los límites del Parque Nacional Podocarpus (PNP). La cobertura vegetal del área de estudio está categorizada de la siguiente manera: bosque 79,9%; matorral 5,6%; pastizal 3,4%; páramo 10,7%; y área sin vegetación 0,4%.

- ***Microcuenca “Volcán”***

La microcuenca “Volcán” forma parte de la microcuenca “Jipiro”, subcuenca del río Zamora. Esta microcuenca posee un área de 14 km² con una altitud promedio de 2545 m.s.n.m, la pendiente del terreno varía entre 39,1 – 12,8%. Presenta una precipitación media anual de 851 mm y temperatura media anual de 15,5 °C (Carbajal y Piedra, 2007). En cuanto a la cobertura, Arteaga et al., (2017) indica que la microcuenca “Volcán” se encuentra cubierta por bosque natural denso y bosque natural achaparrado.

- ***Microcuenca “Shucos”***

La microcuenca “Shucos” se ubica al norte de la ciudad de Loja, en la parroquia de Jimbilla, con una extensión aproximada de 1691,2 ha. La temperatura media de la microcuenca ocurre de acuerdo a tres pisos altitudinales: piso alto con 8,3 °C, piso medio 11,3 °C y piso bajo 15 °C (Beltrán y Jaramillo, 2007).

La vegetación de la microcuenca se caracteriza por la presencia de cinco categorías de cobertura vegetal bien definidas: pastizales, bosques, páramo, matorrales y complejo pastizal-bosque (Arteaga et al., 2014). En cuanto a los suelos de la microcuenca son de formación muy joven, pertenecen al orden de los *inceptisoles*, con una moderada capa arable, muy pobres en nutrientes y materia orgánica. Se trata de suelos de pH ácidos, con pendientes muy

inclinadas (sobre 50%), características que dificultan el desarrollo de actividades agropecuarias (Beltrán y Jaramillo, 2007).

3.2. UBICACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

Para dar cumplimiento con los objetivos planteados en la investigación, se recopiló información durante los principios de febrero a finales de mayo del año 2018.

Las zonas en donde se realizó la investigación fueron seleccionadas en función de la proporción de áreas deforestadas y su grado de conservación en toda la superficie de la cuenca. La microcuenca “El Carmen” corresponde al área conservada (bosque), la microcuenca “Volcán” corresponde al área semiconservada (bosque) y la microcuenca “Shucos” es considerada una microcuenca degradada (pastizal).

En el Tabla 1 se detallan los ocho puntos de muestreo de macroinvertebrados con sus respectivas coordenadas.

Tabla 1. Coordenadas de los puntos de muestreo, con su respectivo hábitat dominante, de las microcuencas estudiadas.

Puntos de muestreo	X	Y	Hábitat
Microcuenca El Carmen (BOSQUE)			
1	703752	9553894	Corriente
2	703782	9553879	Corriente
3	703830	9553843	Corriente
4	703886	9553828	Corriente
5	703986	9553757	Corriente
6	704016	9553755	Poza
7	704128	9553698	Corriente
8	704147	9553683	Rápido
Microcuenca Volcán (BOSQUE)			
1	703253	9562583	Corriente
2	703283	9562679	Corriente
3	703332	9562696	Rápido
4	703333	9562697	Corriente
5	703387	9562724	Corriente
6	703389	9562726	Poza
7	703531	9562853	Corriente
8	703562	9562882	Corriente
Microcuenca Shucos (PASTIZAL)			
1	698367	9564411	Corriente
2	698327	9564404	Corriente
3	698331	9564409	Rápido
4	698280	9564423	Corriente
5	698209	9564429	Corriente
6	698139	9564407	Corriente
7	698040	9564375	Corriente
8	698024	9564391	Poza

Fuente: Elaboración y formulación propia.

3.3. METODOLOGÍA

3.3.1. Metodología para analizar el estado de conservación de la zona riparia en las microcuencas seleccionadas.

Para analizar el estado de conservación de las zonas riparias de las diferentes microcuencas seleccionadas, se utilizó el Protocolo de Calidad de la Vegetación de Ribera que fue diseñado por Munne et al., (2003) para los ríos mediterráneos de la península Ibérica. Posteriormente, Acosta et al., (2014) adaptaron el protocolo: Índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBR) a las condiciones particulares encontradas en las cuencas de la región austral del Ecuador, en particular a la cuenca del río Paute, la cual está dentro de la Demarcación Hidrográfica del río Santiago.

Para esta investigación, se estableció un tramo de 500 m de longitud, donde a su vez se realizó un transecto de 10 x 200 m de longitud a ambos lados de los ríos para aplicar el índice QBR. El índice se aplicó una sola vez en cada microcuenca porque el hábitat no cambia en la corta duración de la investigación.

El protocolo del QBR consta de cuatro apartados de fácil reconocimiento visual: grado de cubierta de la zona de ribera, estructura de la cubierta de la zona de ribera, calidad de la cubierta de la zona de ribera y grado de naturalidad del canal fluvial (Anexo 1).

Análisis de datos

Para cada uno de los apartados, se consideraron cinco estados de conservación como se muestra en el Tabla 2. Cada apartado se evaluó de manera independiente en cada microcuenca en estudio, donde cada uno de los apartados tuvo de 0 a 25 puntos y la sumatoria del valor de cada apartado dio el valor total del índice entre 0 y 100. En total se obtuvo un valor único de calidad riparia para cada microcuenca.

Tabla 2. Rangos de calidad de conservación propuesto en el Índice QBR.

Índice de Calidad de Bosque de Ribera	
Rangos	Estado de conservación
> 95	Estado natural
75 – 90	Calidad buena
55 – 70	Calidad aceptable
30 – 50	Calidad mala
< 25	Calidad pésima

Fuente: Villamarín (2012).

3.3.2. Metodología para identificar la diversidad de macroinvertebrados acuáticos en las microcuencas seleccionadas.

La franja inicial de los 500 m de longitud de cada microcuenca se subdividió en 10 secciones de 50 m de longitud cada una. Se escogieron ocho puntos de muestreo de los cuales seis puntos de muestreo fueron escogidos al azar, y dos a criterio. Las zonas de muestreo incluyeron los diferentes hábitats acuáticos, siendo el hábitat predominante en las tres microcuencas la corriente y el hábitat no predominante fueron los rápidos y las pozas.

Cada muestreo se realizó cada 15 días en cada microcuenca (durante tres meses), la recolección de los macroinvertebrados acuáticos fue en un área de muestreo de 50 x 50 cm. Para recolectar las muestras en cada punto de muestreo se realizaron arrastres en un periodo de 40 segundos, removiendo hojarasca y sedimento *in situ* en el cauce en sentido contrario de la corriente utilizando una Red D-net (malla de 500 μm) (Samanez et al., 2014). Una vez obtenida la muestra, se vació el contenido de la malla sobre una bandeja blanca y se excluyó los sustratos minerales y orgánicos grandes (ramas, hojarasca grande, etc.) (Esparza, 2017).

Las muestras recogidas fueron etiquetadas y almacenadas en alcohol al 70% en un frasco previamente etiquetado con el nombre del lugar, punto y número de muestreo, para su conservación y posterior identificación en el laboratorio (Iñiguez et al., 2014). La identificación taxonómica de los especímenes se realizó en el Laboratorio de Ecología Fluvial de la Universidad Técnica Particular de Loja, con un estereoscopio y las claves entomológicas de Domínguez et al., (2009), González-Córdoba et al., (2015), Roldán (1989) y el conocimiento de investigadores expertos en la materia. Los ejemplares se identificaron hasta género.

Análisis de datos

Una vez concluida la fase de identificación (fase de laboratorio), se realizó una sumatoria del número de individuos capturados por microcuenca en los ocho tramos seleccionados. Para determinar el estado ecológico de las microcuencas, se calcularon los parámetros de la calidad biológica de la comunidad de macroinvertebrados por medio de la aplicación CABIRA (Calidad Biológica de los Ríos Altoandinos), soportada en el índice multimétrico IMEERA (Índice Multimétrico de Estado Ecológico de Ríos Altoandinos) propuesto por Villamarín et al., (2013).

Para estimar la diversidad de los macroinvertebrados en las diferentes microcuencas se usaron tres componentes de la estructura de la comunidad: riqueza (número de especies representadas), equitatividad (J) (uniformidad en la distribución de los individuos entre las especies) y abundancia (número total de organismos presentes). A partir de estos componentes se calcularon los índices de Diversidad de Shannon-Wiener (H') y la Diversidad de Margalef (M_g).

El índice de Shannon-Wiener (H') refleja igualdad: mientras más uniforme es la distribución entre las especies, mayor es el valor. En cambio, el índice de Margalef (M_g) determina la riqueza específica, pero no incorpora la equitatividad.

Además, se calculó el índice EPT, el cual incluye la abundancia de tres grupos de macroinvertebrados que son Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), porque proporcionan información rápida del estado de conservación de las aguas (Cárdenas et al., 2007), y son indicadores de buena calidad de agua debido a su alta sensibilidad a la contaminación. Se obtiene contando el número de taxa de estos órdenes presentes en la muestra (Álvarez y Pérez, 2007).

Otra métrica que se calculó fue el Índice Biótico Andino (ABI), calculado a partir del Índice Multimétrico de Estado Ecológico de Ríos Altoandinos (IMEERA-B). Igualmente se calcularon taxas tolerantes e intolerantes a la contaminación, de modo que la sensibilidad y tolerancia de estas taxas clasifiquen el grado de polución de los ecosistemas acuáticos (Esparza, 2017).

También se calcularon los Grupos Tróficos Funcionales (GTF), para los cuales se tuvo en cuenta la siguiente clasificación: colectores (C), depredadores (D), trituradores (T), filtradores (F), raspadores (R), trepadores (TP) y fijadores (F) (Walteros et al., 2016).

Se debe mencionar que la aplicación CABIRA no incluye a todos los grupos de macroinvertebrados acuáticos encontrados en el estudio, por lo que el total de taxas que se encontró no coinciden con el número total que determina la aplicación.

3.3.3. Metodología para estimar la relación que mantienen los grupos de macroinvertebrados acuáticos con la calidad de las zonas riparias en las microcuencas establecidas.

La relación entre los grupos de macroinvertebrados acuáticos y la calidad de las zonas riparias de cada microcuenca se evaluó a través de la relación de cada uno de los parámetros estructurales obtenidos mediante la aplicación CABIRA con los niveles de conservación de la microcuenca establecidos a través del índice QBR.

Análisis de datos

Una vez determinados los parámetros de evaluación se realizó una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, según la cual los datos no presentaron distribuciones normales. Para determinar si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) los parámetros estructurales de las comunidades de macroinvertebrados en función del nivel de conservación (avalado por el QBR) se aplicó una prueba de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos; además, para establecer qué parámetros son distintos entre sí se realizó una prueba de Tukey acompañado con gráficas de cajas, utilizando el programa SPSS.

Para determinar si existe correlación entre los macroinvertebrados y el QBR se utilizó una correlación estadística no paramétrica de Spearman, mediante el estadístico SPSS acompañado con diagramas de dispersión.

4. RESULTADOS

4.1. ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA ZONA RIPARIA

Para analizar el estado de conservación de las zonas riparias en cada microcuenca, se evaluó de manera independiente cada apartado del Índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBR) como se muestra en los Anexos 2, 3 y 4 respectivamente. Los resultados del índice muestran que el estado de conservación de las microcuencas “El Carmen” y “Volcán”, con valores de 65 a 55 respectivamente, es aceptable (Tabla 3). En cambio, en la microcuenca “Shucos” el estado de conservación es de pésima calidad, teniendo un valor de 17 puntos.

Tabla 3. Índice de QBR aplicado en las microcuencas seleccionadas.

Índice de Calidad de Bosque de Ribera			
Parámetros	Microcuencas		
	El Carmen (conservada)	Volcán (semi-conservada)	Shucos (no conservada)
1. Grado de cubierta de la zona de ribera	7,5	17,5	0
2. Estructura de la cubierta de la zona de ribera	17,5	17,5	2
3. Calidad de la cubierta de la zona de ribera	5	5	5
4. Grado de naturalidad del canal fluvial	25	25	10
Puntuación Final	55	65	17

Fuente: Elaboración y formulación propia.

La microcuenca “El Carmen” tuvo una conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente mayor al 50%, habiendo en la orilla derecha mayor porcentaje de cubierta vegetal de la zona de ribera. El recubrimiento de árboles y arbustos es mayor al 50%, presentando un buen gradiente de estratificación de estos, distribuyéndose en manchas sin continuidad en la sección delimitada de la microcuenca. Existe como un máximo de 25% de especies introducidas (*Pinus*) observada en la zona de estudio, además de presencia de cultivos, pastizales y actividad ganadera.

En la microcuenca “Volcán” la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total, además la cubierta vegetal de la zona de ribera en la orilla izquierda es mayor al 80%: así mismo, en esta orilla existe mayor recubrimiento de árboles y el gradiente de estratificación es evidente y conectado, existiendo una distribución regular de los árboles. Al contrario de lo anteriormente mencionado, la orilla derecha del margen del río posee menor cubierta vegetal (10-50%), la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacentes es menor (25-50%), existe mayor concentración de arbustos

(>50%) y en este margen existe mayor presencia de pastizales y actividad ganadera. En ambos márgenes del río se observaron especies de árboles introducidos como el *Pinus*.

En cuanto a la microcuenca “Shucos” la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es menor al 25%, la cubierta vegetal de la zona de ribera es menor del 10% y la concentración de arbustos es menor al 25%. Existe la presencia de cultivos, pastizales y actividad ganadera además de construcciones (casas) muy cercanas al río, también los árboles de ribera son especies introducidas (26-50%). El grado de naturalidad del canal fluvial se encuentra totalmente modificado.

4.2. DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

Se colectó un total de 144 muestras de las áreas estudiadas, registrándose un total de 3563 individuos de macroinvertebrados, pertenecientes a cuatro filos (siendo el filo predominante “Arthropoda”), siete clases (clase “Insecta” predominante), 13 órdenes, 35 familias (dos no identificadas) y 57 géneros (nueve no identificadas) (Anexo 5).

La comunidad de macroinvertebrados acuáticos en las áreas estudiadas está dominada por el orden Trichoptera con una abundancia de 1338 individuos, representando el 37,55% del total de organismos recolectados. El segundo orden más abundante fue Ephemeroptera con 1254 individuos (35,20%) y el tercer orden que se hace presente es el orden Diptera con 594 individuos muestreados (16,67%) (Figura 2).

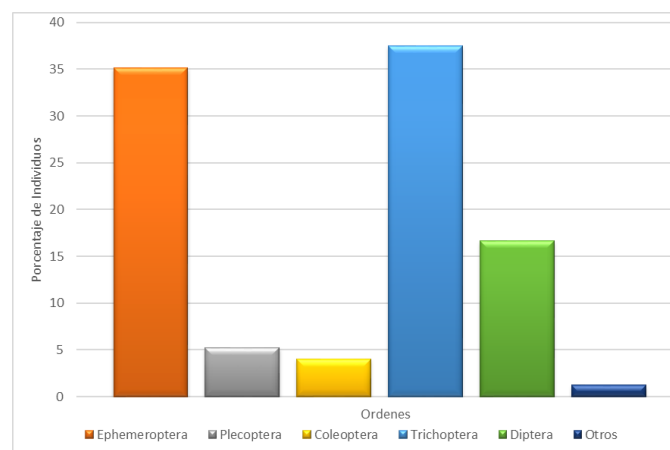


Figura 2. Abundancia relativa de los órdenes más representativos de las zonas de estudio.

Fuente: Elaboración y formulación propia.

En la Figura 3 se muestran las familias encontradas a nivel global en todas las zonas de estudio, ordenadas de la más abundante a la menos, siendo la más abundante la familia

Leptoceridae con 997 individuos, seguido de la familia Baetidae con 696 individuos y la familia Leptophlebiidae con 445 macroinvertebrados colectados, abundancia muy diferente a la observada en las familias Planorbidae, Veliidae, Gyrinidae, Psephenidae, Muscidae y Collembola, de las que se colectó un solo individuo.

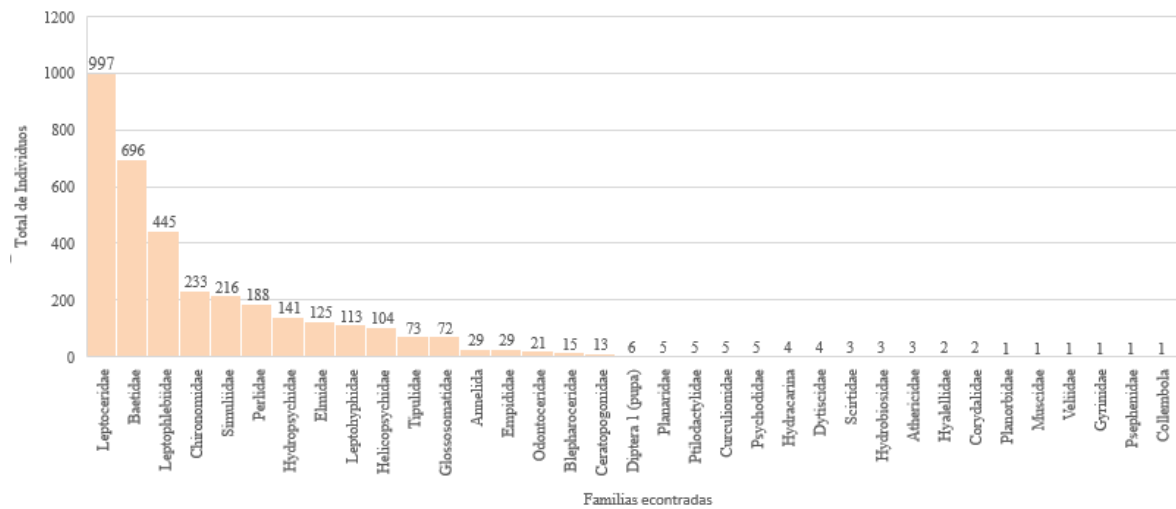


Figura 3. Abundancia de las familias encontradas a nivel global de las zonas de estudio, ordenadas de mayor a menor abundancia.

Fuente: Elaboración y formulación propia.

En la Figura 4 se muestran los géneros encontrados en las zonas de estudio ordenados de mayor a menor abundancia, siendo *Atanatolica* el género que predominó con 993 individuos, seguido del género *Thraulodes* con 445 individuos y el género *Andesiops* con 437 macroinvertebrados colectados. Así mismo, se puede indicar que los géneros que tienen un solo individuo pertenecen a las familias antes descritas.

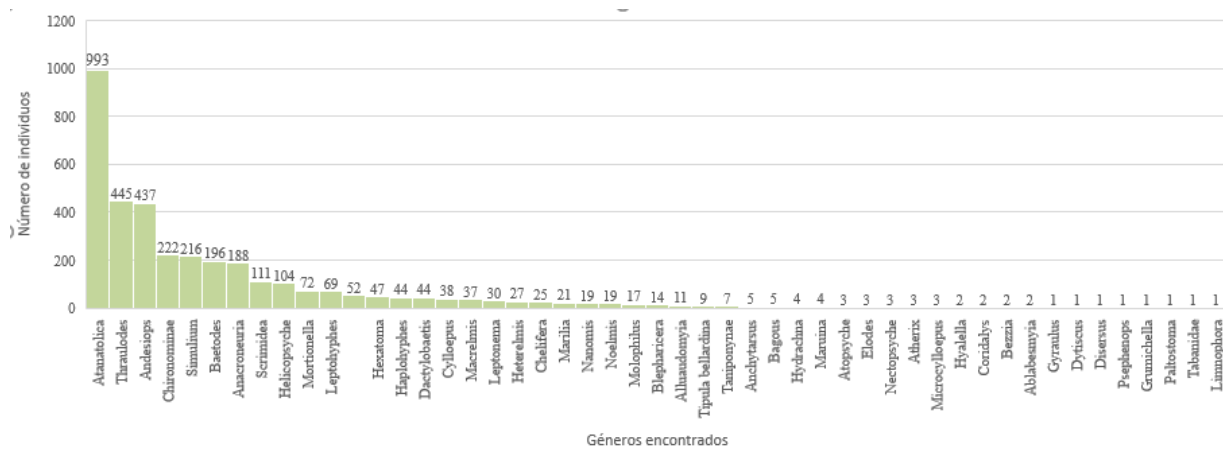


Figura 4. Abundancia de los géneros encontrados a nivel global de las zonas de estudio, ordenados de mayor a menor abundancia.

Fuente: Elaboración y formulación propia

4.3. DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS POR MICROCUENCAS

En la microcuenca “El Carmen” se colectaron 1783 individuos pertenecientes a cuatro filos (predominando Arthropoda), cinco clases (predominando Insecta) y nueve órdenes; en cuanto a la microcuenca “Volcán” fueron registrados 1132 individuos correspondientes a cuatro filos (predominando Arthropoda), seis clases (predominando Insecta) y once órdenes. En cambio, en la microcuenca “Shucos” se colectaron 648 individuos pertenecientes a tres filos (predominando Arthropoda), tres clases (predominando Insecta) y siete órdenes.

En la Figura 5 se muestran los órdenes más representativos de macroinvertebrados colectados, siendo el orden más representativo en la microcuenca “El Carmen” el orden Trichoptera, en la microcuenca “Volcán” fue el orden Ephemeroptera y, en la microcuenca “Shucos” fue el orden Diptera.

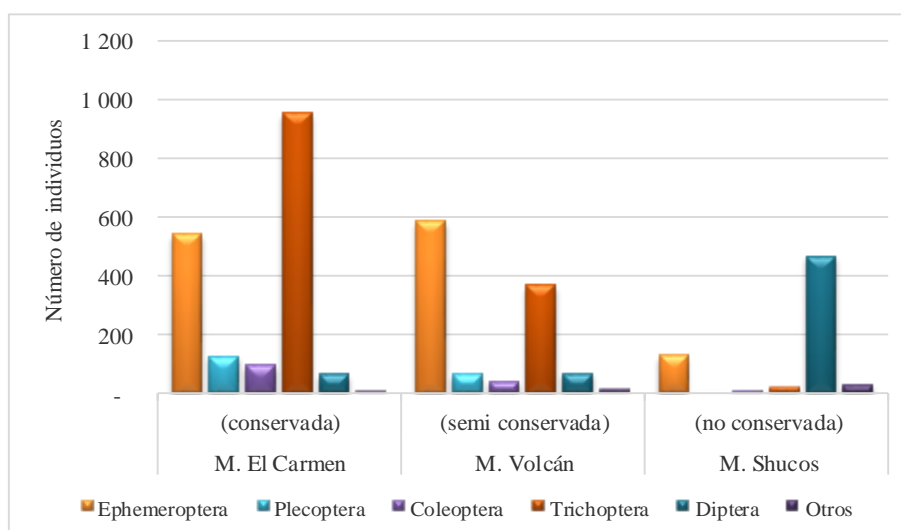


Figura 5. Abundancia de los órdenes más representativos en cada una de las microcuencas de estudio.

Fuente: Elaboración y formulación propia.

En cuanto a valores de riqueza (Tabla 4) encontrada se registró en la microcuenca “El Carmen” un total de 27 familias y 41 géneros (tres no identificados) siendo Leptoceridae (829 individuos) la familia más abundante. En cambio, en la microcuenca “Volcán” se reconoció un total de 25 familias (una no identificada) y 39 géneros (cinco no identificados) predominando la familia Baetidae (377 individuos), mientras que en la microcuenca “Shucos” se colectaron 18 familias (una no identificada) y 26 géneros (dos no identificados), sobresaliendo la familia Simuliidae (212 individuos).

Con relación a los géneros con mayor dominancia de cada microcuenca se puede indicar que el género *Atanotica* (Leptoceridae) fue el que más sobresalió en el muestreo de la microcuenca “El Carmen” con 829 individuos, seguido del género *Andesiops* (Baetidae) con 275 individuos de la microcuenca “Volcán” y finalmente el género *Simulium* (Simuliidae) con un total de 212 macroinvertebrados colectados.

Tabla 4. Familias y géneros más representativos encontrados en cada una de las microcuencas del estudio, con sus respectivas abundancias.

Microcuencas	Riqueza de Familias	Familia más abundante	Riqueza de Géneros	Género más abundante
El Carmen	27	Leptoceridae	41	<i>Atanotica</i>
Volcán	25	Baetidae	39	<i>Andesiops</i>
Shucos	18	Simuliidae	26	<i>Simulium</i>

Fuente: Elaboración y formulación propia

En cuanto a los índices ecológicos evaluados (Tabla 5), la diversidad de Shannon-Weaver (H') se encontró entre los rangos 2,18 y 1,69, encontrando mayor diversidad en la microcuenca “Volcán”. Por su parte el índice de riqueza de Margalef (M_g) se encontró entre las unidades 3,34 y 2,48, siendo las microcuencas “El Carmen” y “Volcán” las que tienen mayor diversidad.

Los valores de la equitatividad de las muestras recolectadas en cada microcuenca están comprendidos entre 0,69 y 0,56, siendo la microcuenca “Volcán” la que representa mayor equitatividad con el 0,69.

Tabla 5. Valores de los índices ecológicos de cada una de las microcuencas de estudio.

ÍNDICES	El Carmen	Volcán	Shucos
Shannon-Weaver	1,82	2,18	1,69
Margalef	3,34	3,27	2,48
Equitatividad	0,56	0,69	0,6

Fuente: Elaboración y formulación propia.

Se puede indicar que, en el análisis biológico del agua, el parámetro de IMEERA B manifiesta que las tres microcuencas resultaron tener aguas muy limpias (Tabla 6), de muy buena calidad. Cabe indicar además que durante el muestreo en la microcuenca “Shucos” cada repetición tuvo una variación en este parámetro, llegando a tener una calidad de agua moderada, buena y muy buena. A excepción de las otras microcuencas que siempre la calidad de agua era muy buena.

En cuanto al análisis de los Taxa EPT y ABI se registró una calidad de agua muy buena en las microcuencas “El Carmen” y “Volcán”, en cambio en la microcuenca “Shucos” los resultados en estos parámetros disminuyeron, encontrándose como un agua moderadamente contaminada.

Tabla 6. Resultados de la calidad biológica de las microcuencas de estudio, expresado a través de los índices biológicos IMEERA B, Taxa EPT y ABI.

Microcuencas	IMEERA B	Taxa EPT	ABI
El Carmen	146	10	151
Volcán	130	9	134
Shucos	77	5	72

Fuente: Elaboración y formulación propia.

En cuanto a tasas tolerantes e intolerantes (Tabla 7) se puede mencionar que en la microcuenca “Shucos” existe mayor proporción de organismos tolerantes a la perturbación y tres tasas intolerantes a la misma, a diferencia de las microcuencas “El Carmen” y “Volcán”.

Tabla 7. Porcentaje de las tasas tolerantes e intolerantes de las zonas de estudio.

Microcuencas	Taxa Tolerantes (%)	Taxa Intolerante (%)
El Carmen	15,38	10
Volcán	16,67	7
Shucos	29,41	3

Fuente: Elaboración y formulación propia.

Al realizar el análisis de los grupos tróficos en función de su forma de alimentación, se observó que el grupo trófico de los colectores dominó en las tres microcuencas, representando en la microcuenca “El Carmen” el 82,51% de individuos, en la microcuenca “Volcán” el 71,44% de individuos y en la microcuenca “Shucos” el 57,63% de individuos.

El grupo trófico que representa menor porcentaje de individuos en las microcuencas “El Carmen” y “Volcán” son los trituradores con el 1,69 y 3,63% de individuos correspondientemente, mientras que en la microcuenca “Shucos” no se encontraron macroinvertebrados correspondientes al grupo trófico de los raspadores (Figura 6).

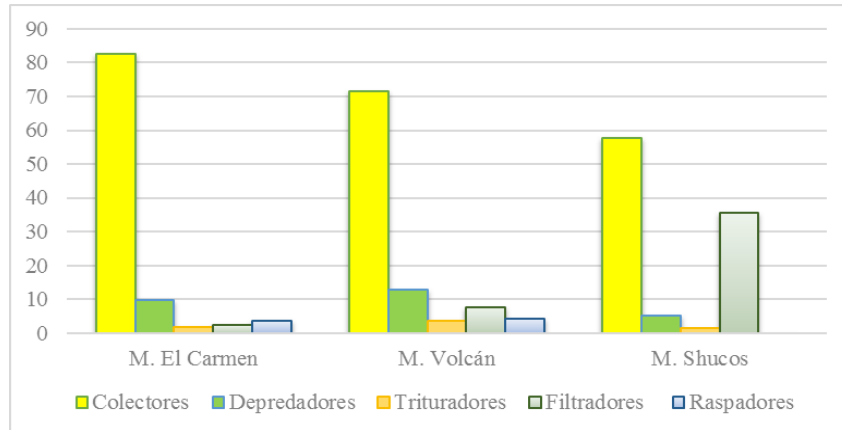


Figura 6. Proporción de individuos pertenecientes a cada uno de los grupos tróficos de macroinvertebrados acuáticos encontrados en las microcuencas de estudio.

Fuente: Elaboración y formulación propia.

De acuerdo a su habitat y locomoción se pueden considerar otros siete grupos funcionales, aunque el programa CABIRA sólo considera dos: trepadores y fijadores (Figura 7), los cuales son más significativos al calificar la calidad de agua, por lo que la abundancia relativa de estos grupos no alcanza el 100%. Teniendo esto en cuenta, los trepadores sobresalieron en las microcuencas “El Carmen” y “Volcán” con el 58,16% y el 48,28% de individuos respectivamente, mientras que en la microcuenca “Shucos” sobresalieron los fijadores con el 41,59% de individuos. Por su parte, el porcentaje de individuos del grupo de los fijadores en las microcuencas “El Carmen” y “Volcán” es del 22,55% y el 32,18% respectivamente, siendo la microcuenca “Volcán” la que presenta el mayor porcentaje de individuos en este grupo.

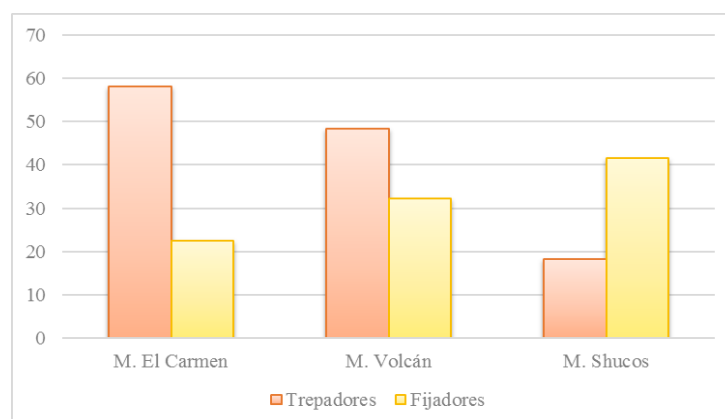


Figura 7. Proporción de individuos de los grupos funcionales de macroinvertebrados acuáticos: trepadores y fijadores, respecto al total de individuos de los siete grupos funcionales establecidos según su hábitat y locomoción, encontrados en las microcuencas de estudio.

Fuente: Elaboración y formulación propia.

4.4. RELACIÓN QUE MANTIENEN LOS GRUPOS DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS CON LA CALIDAD RIPARIA

Mediante la prueba de Kruskal – Wallis (Tabla 8) se encontró que, de los parámetros estructurales de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, los que no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) fueron los colectores, trituradores, filtradores, fijadores y la equitatividad.

Para los doce parámetros que presentaron diferencias estadísticamente significativas, es decir, IMEERA B, abundancia, riqueza, depredadores, raspadores, trepadores, taxa tolerantes, taxa intolerantes, taxa EPT, ABI, Diversidad de Shannon-Wiener y Diversidad de Margalef se aplicó una prueba de Tukey donde se determinó entre qué microcuencas se observaron las diferencias significativas.

En las Figuras 8 y 9 se puede observar que los parámetros estructurales de la comunidad de macroinvertebrados en la microcuenca “Shucos” son significativamente menores a las microcuencas “El Carmen” y “Volcán”, a excepción de los taxas tolerantes, que fueron significativamente mayores, la abundancia, que no presentó diferencia con “Volcán”, los depredadores, que no mostraron diferencias con respecto a “El Carmen”, y el índice de Diversidad de Shannon-Wiener que resultó significativamente mayor en “Volcán” respecto a las otras microcuencas.

Tabla 8. Resultados de la prueba de Kruskal – Wallis (H) y el nivel de significancia de parámetros estructurales. Señalados en negrita los parámetros que no mostraron diferencias significativas ($p > 0,05$).

PARÁMETROS	H	p
IMEERA B	12,686	0,002
Abundancia	7,685	0,021
Riqueza (S)	8,255	0,016
Colectores (% ind.)	4,635	0,099
Depredadores (% ind.)	7,991	0,018
Trituradores (% ind.)	5,871	0,053
Filtradores (% ind.)	5,595	0,061
Raspadores (% ind.)	10,251	0,006
(*) Trepadores (% ind.)	9,746	0,008
(*) Fijadores (% ind.)	3,837	0,147
(*) Taxa Tolerantes (%S)	9,443	0,009
(*) Taxa Intolerante	13,47	0,001
(*) Taxa EPT	10,976	0,004
(*) ABI	10,408	0,005
Divers. Shannon-Wiener (H)	11,128	0,004
Diversidad de Margalef	8,663	0,013
Equitatividad (J)	5,779	0,056

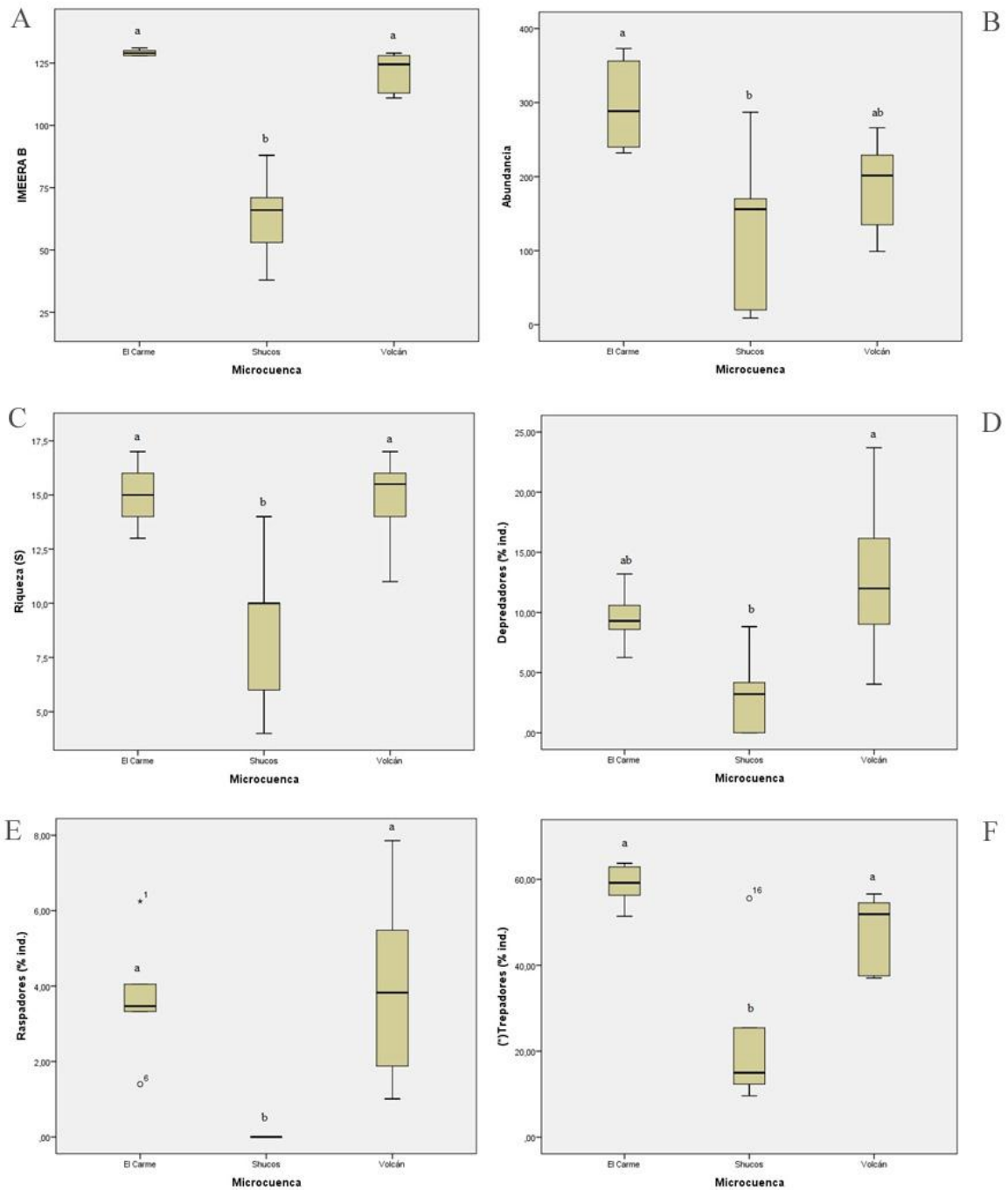


Figura 8. Box Plot de los parámetros estructurales de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en las microcuencas “El Carmen”, “Volcán” y “Shucos” que han mostrado diferencia estadísticamente significativa (representadas por letras distintas) en el nivel $p < 0,05$: A) IMEERA B, B) Abundancia, B) Riqueza, D) Depredadores (% ind), E) Raspadores (% ind), F) Trepadores (% ind).

Fuente: Elaboración y formulación propia

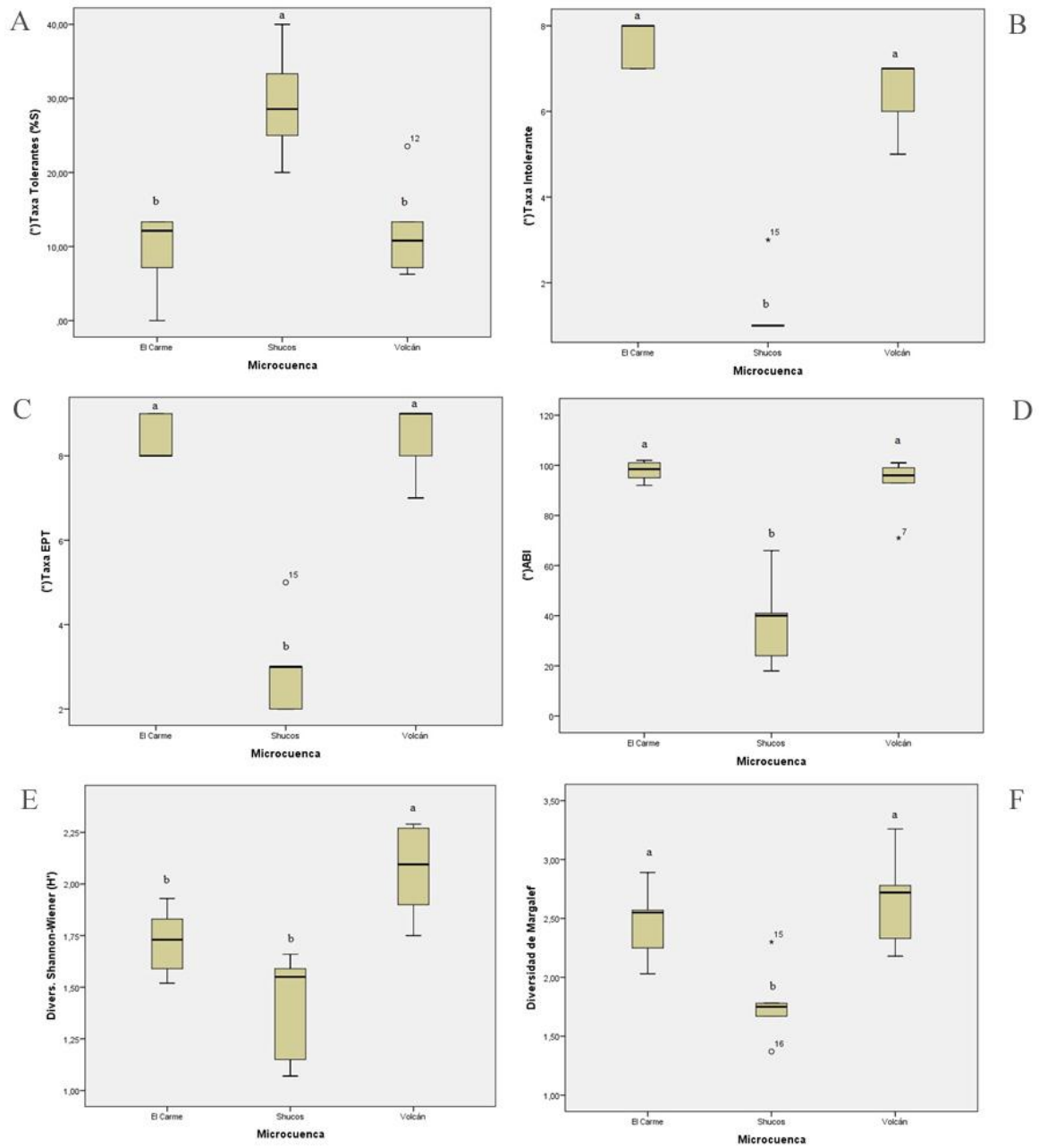


Figura 9. Box Plot de los parámetros estructurales de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en las microcuencas “El Carmen”, “Volcán” y “Shucos” que han mostrado diferencia estadísticamente significativa (representadas por letras distintas) en el nivel $p < 0,05$: A) Taxa Tolerantes (%S), B) Taxa Intolerantes, C) Taxa EPT, D) ABI, E) Divers. Shannon-Wiener y F) Diversidad Margalef.

Fuente: Elaboración y formulación propia

En cuanto a la correlación entre los parámetros estructurales y el QBR, se observó que los parámetros estructurales: depredadores, trituradores, raspadores y la Diversidad de Shannon-Wiener tienen una correlación significativa en el nivel 0,01 (Figura 10) y pendientes cercanas a 1.

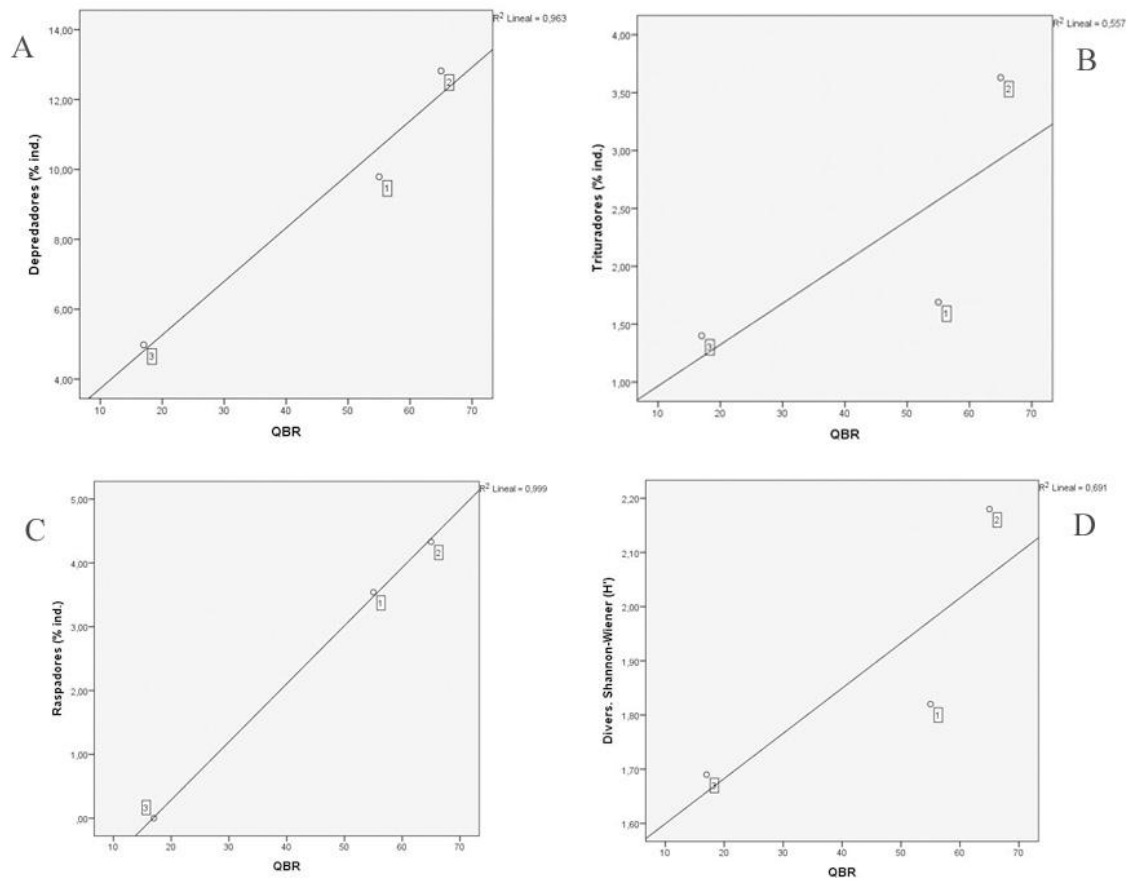


Figura 10. Correlaciones entre los parámetros estructurales y el QBR que mostraron correlación con un nivel de significancia del 0,01: A) depredadores, B) Trituradores, C) Raspadores y D) Diversidad de Shannon-Wiener.

Fuente: Elaboración y formulación propia.

5. DISCUSIÓN

Este estudio se enfoca principalmente en el estado de conservación de las zonas riparias en relación con la diversidad de macroinvertebrados acuáticos existentes en las microcuencas “El Carmen”, “Volcán” y “Shucos”. “El Carmen” y “Volcán” muestran un aceptable estado de salud ambiental, especialmente “El Carmen” con una relativa mayor cantidad de matorrales y bosques con respecto a la microcuenca “Shucos”, cuya superficie está cubierta mayoritariamente de pastizales.

Sin embargo, a pesar de que se ha considerado “El Carmen” como la mejor conservada, de acuerdo con los resultados obtenidos del QBR la microcuenca “Volcán” tiene un mejor estado de conservación en su vegetación de ribera, aunque ambas muestran un estado de conservación aceptable debido a que se tratan de cursos de agua de cabecera, ubicados en zonas alejadas y en algunos casos inaccesibles (Kutschker et al., 2009). El mayor valor del índice en la microcuenca “Volcán” podría ser debido al elevado grado de conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente, los cuales tienen una continuidad natural y completa entre ambos. Así mismo, la cubierta vegetal de la zona de ribera de “Volcán” tiene mayor recubrimiento de árboles y el gradiente de estratificación es evidente y conectado, existiendo una distribución regular de los árboles muy diferente a la microcuenca “El Carmen”, ya que en este apartado su resultado fue inferior. Posiblemente, a que la zona riparia donde se aplicó el índice QBR se encuentra cerca de caminos y senderos cercanos a la orilla y presencia de ganadería (Ayora, 2016) en el tramo muestreado.

En cuanto a la microcuenca “Shucos” se pudo determinar que el estado de conservación de su zona riparia es de pésima calidad, debido a la presencia de actividades agropecuarias, la deforestación y la ganadería extensiva, las cuales afectan a la biota presente en los sistemas acuáticos debido al uso de agroquímicos, el aumento de sedimentos, la pérdida de la vegetación ribereña, el aumento de la temperatura del agua, la menor regulación de caudales y el daño que el ganado provoca al cauce y a los taludes (Cárdenas et al., 2007; Liñero et al., 2016).

Es importante resaltar que los datos obtenidos a partir de la aplicación del índice corresponden a observaciones puntuales en un momento dado y en un tramo particular del curso de agua, lo que impide hacer generalizaciones espaciales y temporales. Cabe mencionar que durante el estudio la microcuenca “Shucos” sufrió intervenciones naturales que alteraron

fuertemente el cauce y corredor ribereño asociado, lo que modificó negativamente la sección referida a la naturalidad del cauce. Esto evidencia que este índice constituye una herramienta sencilla y rápida de aplicar, pero a su vez sumamente dinámica (Kutschker et al., 2009).

La comunidad de macroinvertebrados acuáticos cumple una importante función ecológica dentro de los ecosistemas riparios (Gómez, 2015); la mayor abundancia de estos microorganismos se encontró en la microcuenca “El Carmen” debido a que es una zona conservada (bosque) y donde el acceso es casi limitado.

En cuanto a las métricas de abundancia y riqueza no existió mucha diferencia entre “El Carmen” y “Volcán” debido a la presencia de vegetación boscosa en estas microcuencas; estas zonas regulan el caudal a través de la evapotranspiración e interceptación, lo cual da lugar a menores velocidades de escorrentías y aportaciones del agua superficial, generando comunidades de macroinvertebrados más estables en época de lluvia (Buytaert et al., 2005).

Cabe indicar que en “Shucos” las métricas de abundancia y riqueza fueron significativamente menores a los demás debido a que su estado de conservación es de pésima calidad con predominio de pastizal, lo cual conlleva el uso de agroquímicos generalmente asociados a los cultivos y la ganadería extensiva que existen en la cuenca media y baja que pueden afectar a la vegetación y a la diversidad en general. Debido a la ausencia de vegetación riparia, en épocas de lluvias el nivel del caudal aumenta y como consecuencia ocurre el arrastre de los macroinvertebrados (Bernal y Haydee, 2012; Liñero et al., 2016), donde individuos como los *Andesiops*, *Chironominae* y *Simulium* encontrados en esta microcuenca no tienen adaptaciones para sostenerse y por tanto pueden ser llevados por la corriente, tal y como se observó en los últimos muestreos, en los que hubo ausencia de los géneros mencionados.

Palma (2016) señala en el estudio “Implicaciones espaciales de la vegetación de ribera para la protección y mejoramiento de los ecosistemas fluviales Andinos”, que la comunidad de macroinvertebrados de las quebradas de bosque y bosque-pastizal de la Hoya de Loja presentaron una mayor riqueza que las quebradas de pastizal, muy diferente al presente estudio ya que se encontró mayor riqueza en las microcuencas “El Carmen” considerada como conservada (bosque), no muy diferente a la microcuenca “Volcán” que es considerada en el estudio como semiconservada.

Otro parámetro fundamental que se debe mencionar es el de las taxa tolerantes e intolerantes a la contaminación: la microcuenca “Shucos” obtuvo un porcentaje de taxas tolerantes (29,41%) significativamente mayor al resto, mientras que tanto la microcuenca “El Carmen” como “Volcán” poseen aproximadamente 10% de taxas intolerantes, demostrando de forma indirecta el mayor nivel de contaminación, asociada probablemente a las actividades agropecuarias anteriormente mencionadas, que presenta la microcuenca “Shucos” (Esparza, 2017).

Con respecto a la diversidad de Shannon-Weaver se observaron valores significativamente mayores en la microcuenca “Volcán” respecto a las otras microcuencas, probablemente debido a la presencia del bosque ripario en mejor estado de conservación lo que permite mayor protección del recurso hídrico, garantizando una mejor calidad de hábitat (González et al., 2012). Cabe indicar que el género *Andesiops* dominó en esta microcuenca; estos organismos son euritópicos, es decir que ocupan un amplio espectro de condiciones ambientales (Meza et al., 2012), aunque se ha reportado que este género se encuentra más frecuentemente en ríos y quebradas no contaminadas (Rincón et al., 2017). En cuanto al índice de riqueza de Margalef no existen diferencias entre las microcuencas “El Carmen” y “Volcán”, presentando “Shucos” una diversidad significativamente menor a ambas. Sin embargo Encalada (2014) indica que la diferencia que existe entre ríos puede ser consecuencia de la altitud sobre el nivel del mar que se encuentran los ríos.

Unos estudios similares realizados por Palma (2016) y Reyes (2016) en las quebradas de la Hoya de Loja confirman en estos dos estudios que aplicado el índice de Shannon muestran una comunidad más diversa en las quebradas de pastizal frente a otros usos de suelo. Cabe indicar que Reyes (2016) aclara que el resultado antes descrito puede ser un poco contradictorio a lo que se esperaría. Sin embargo, este patrón podría explicarse debido a un alto grado de variación ambiental que conlleva a un aumento de la diversidad o la complejidad funcional del ecosistema. Es por ello que la investigación realizada contradice los estudios citados en este párrafo ya que demuestra que existe mayor diversidad de macroinvertebrados en una zona conservada (bosque) como es la microcuenca “Volcán”.

Es importante mencionar que, entre los grupos funcionales identificados, los colectores mostraron una proporción mayor en las tres microcuencas a diferencia de los otros grupos funcionales; en el caso específico de las microcuencas “El Carmen” y “Volcán” predominó

este grupo funcional debido a que la combinación de la hojarasca y sustrato rocoso aseguran una diversidad funcional en torno a la presencia de estos organismos (Walteros et al., 2016), lo que concuerda con el gran aporte de materia orgánica alóctona que reciben estos ríos, la cual queda atrapada en el lecho del río, convirtiéndose así en la fuente de alimento de mayor disponibilidad, afectando positivamente a los organismos de los grupos funcionales que la usan como alimento (Rivera, 2004).

En el caso de “Shucos” hubo gran presencia del grupo funcional raspadores que suelen encontrarse en mayor porcentaje en ríos asociados a pastizales, debido a que se relacionan con mayor disponibilidad de perifiton que se incrementa en condiciones de corriente moderada a baja, los cuales se encuentran en una alta abundancia en sitios de pasto y sirven de alimento para este grupo trófico. Hay que indicar que la expresión de los grupos funcionales alimenticios está asociados a la oferta de recursos y el tipo de metabolismo del sistema en el que se encuentran (Encalada, 2014; Reyes, 2016).

Cabe mencionar que la ausencia de vegetación riparia empobrece la composición e influye en la calidad del hábitat para los macroinvertebrados acuáticos, es por ello que es importante cuidar las zonas riparias de las microcuencas que proveen un mayor número de hábitats para la colonización de macroinvertebrados (Cárdenas et al, 2007), ya que la presencia de árboles y arbustos en las orillas es una mejora en la complejidad de la ribera, y además se asocia con mayor aporte de sombra, refugio y alimento, lo cual se expresa en una mayor riqueza y composición de insectos acuáticos (Gómez et al., 2015).

En cuanto al análisis biológico, se puede mencionar que el parámetro IMEERA-B considera que las aguas de las tres microcuencas se encuentran en un estado de buena calidad, aunque el índice en “Shucos” es significativamente menor. La estructura y composición de la vegetación de ribera juegan un papel muy importante en la calidad del agua (Walteros et al., 2016), ya que constituyen un ecotono entre el hábitat terrestre y acuático, por lo que sus características biofísicas aportan a la funcionalidad de los ríos (González et al., 2012).

En cuanto al índice EPT, este indica que la microcuenca “El Carmen” tiene una calidad de agua sin impacto, en cambio en “Volcán” la calidad de agua se encuentra levemente impactada, mientras que en “Shucos” la calidad de agua está moderadamente impactada (Álvarez y Pérez, 2007), esto puede deberse a que se encuentran las microcuencas “El Carmen” y “Volcán” en zonas alejadas al área urbana. En cambio en el índice ABI se

define que “El Carmen” y “Volcán” tienen un estado ecológico muy bueno muy diferente a “Shucos” que tiene un estado ecológico bueno (Acosta et al., 2008). En ambos casos, los valores obtenidos en “Shucos” son significativamente inferiores a las otras microcuencas. Este resultado concuerda con Esparza (2017) ya que realizó un estudio en las microcuencas de la Hoya de Loja, el que indica que en las zonas altas de las microcuencas se encuentran en un estado de conservación aceptable, debido a que no se encuentran expuestas al área urbana.

Resulta llamativo que, a pesar de que la microcuenca “Shucos” obtuvo valores muy inferiores en la mayoría de las métricas a las otras microcuencas, ninguno de los tres índices de la calidad del agua determina como mala. Esto puede deberse a que existe la presencia de organismos que son representativos de buena calidad de agua, pues estos son los encargados de oxigenar y purificar el agua. En caso de presentarse alguna perturbación o contaminación, este grupo tiende a disminuir o en el peor de los casos desaparecer, debido a que estos no se adaptan tan bien ni son tan resistentes a la contaminación (Encalada, 2014). Cabe indicar que la determinación de la calidad del agua está en relación a la proporción y abundancia en que estos grupos se encuentren representados en la comunidad (Roldán, 1999).

En la microcuenca “El Carmen”, la familia mejor representada en abundancia fue Leptoceridae (Trichoptera) con 829 individuos del total de organismos colectados, demostrando así su predominancia en el estudio. Esta familia habita en zonas boscosas debido a que utilizan trozos de hojas para su alimentación, así como para construir sus refugios transportables (Sajamí y Huamantínco, 2016). Además, estos organismos son poco tolerantes a bajas temperaturas y condiciones extremas de hábitat (Rivera, 2004).

En la microcuenca “Volcán”, la familia que predominó fue Baetidae (Ephemeroptera) con 377 individuos, organismos que se encuentran en aguas medianamente limpias y oxigenadas, aunque algunas especies resisten cierto grado de contaminación y son colonizadoras de otros hábitats (Cárdenas et al., 2007), pero en general se consideran indicadores de buena calidad de agua (Rengifo, 2009). Como lo señala Encalada (2014) en su investigación que, en el orden Ephemeroptera existe especies que en su mayoría se encuentran en ríos con ciertas condiciones y tienden a disminuir conforme aumenta el grado de contaminación.

En lo que respecta a la microcuenca “Shucos”, se encontró una disminución tanto en el número de individuos colectados como en la riqueza de taxones encontrados en comparación

con las otras microcuencas (excepto en el caso de la abundancia en comparación con la obtenida en “Volcán”, que no presentaron diferencias significativas), siendo los organismos que mayor predominaron del orden Diptera, encontrados comúnmente en zonas ganaderas y hábitats variados (Cárdenas et al., 2007). Los organismos que presentaron mayor abundancia en esta microcuenca fueron las familias Simuliidae y Chironomidae, encontrándoles en raíces y troncos viejos. Cabe recalcar que la familia Simuliidae habita en aguas corrientes muy oxigenadas, debajo de rocas y troncos, y es un indicador de aguas oligotróficas, mientras que la familia Tipuliidae y Chironomidae se encuentran en aguas contaminadas debido a que estos macroinvertebrados maximizan la captura de oxígeno usando hemoglobina, por lo que este pigmento representa una ventaja al colonizar ambientes contaminados (Aguirre, 2011; Hanson et al., 2010; Rengifo, 2009)

Cabe indicar que mediante la prueba de Tukey se pudo demostrar que existen diferencias significativas entre las microcuencas, donde los parámetros estructurales IMEERA-B, riqueza, raspadores, trepadores, taxa tolerantes, taxa intolerante, EPT, ABI y la Diversidad de Margalef mostraron diferencias significativas entre la microcuenca “Shucos” y a las microcuencas “El Carmen” y “Volcán”, lo cual puede deberse a que el cauce de este río en este sitio está afectado por la deforestación, lo que baja notablemente los niveles de su caudal, produciendo así gran acumulación de material en descomposición (Bernal y Haydee, 2012). Además, donde existe actividad antrópica se presenta una menor riqueza y diversidad taxonómica y generalmente quedaría representada por alguno dípteros, coleópteros, oligoquetos, entre otros. En este caso, mayormente representados por dípteros, podría ser causada por el incremento en la concentración de nutrientes, probablemente de los fertilizantes utilizados en las actividades agropecuarias. En cuanto a los grupos tróficos, los raspadores están relacionados a la diversidad de sustratos fijos (bloques y piedras) y a la vegetación de ribera más desarrollada que aporta material alóctono y raíces al lecho del río (Soria, 2016); en cambio los trepadores pueden ser depredadores, porque fluctúan de acuerdo a la estabilidad del medio (Molina, 2004).

En cuanto a la abundancia, la encontrada en “El Carmen” es significativamente mayor a la de “Shucos”, esto puede deberse a que la microcuenca “El Carmen” tiene su uso de suelo bosque en comparación a la “Shucos” que está rodeada de pastizal en la parte donde se realizaron los muestreos. En cuanto a la diversidad de Shannon-Wiener, en “El Carmen” y “Shucos” son significativamente inferiores a “Volcán”, esto puede deberse a que están

influenciadas por factores como falta de cobertura boscosa, donde se puede observar el desarrollo de actividades agropecuarias (Bernal y Haydee, 2012). En relación al grupo trófico de los depredadores se encontró diferencias estadísticamente significativas entre las microcuencas “Volcán” y “Shucos”, con significativa mayor presencia de este grupo en “Volcán”, debido a que estos organismos presentan una alta selectividad a las condiciones del hábitat (Gómez et al., 2015), y por tanto este grupo habita en zonas mayormente boscosas.

En el análisis de la correlación que mantienen los macroinvertebrados acuáticos y el estado de conservación de las zonas ribereñas, se observó que las métricas de depredadores, trituradores, raspadores y la diversidad de Shannon - Wiener poseen correlación significativa ($p = 0,01$) con el QBR, debido a que dichos grupos funcionales están asociados con una zona riparia funcional (Capa, 2019; Prat y Rieradevall, 1998), y al parecer también la diversidad medida a través de dicho índice. Los grupos de los depredadores y raspadores están conformados por organismos que presentan una alta selectividad a las condiciones del hábitat ya que no presentan adaptaciones como otros organismos más tolerantes para soportar las altas perturbaciones que genera el incremento del impacto humano (Gómez et al., 2015). Sin embargo, en el estudio (Esparza, 2017), los trituradores, raspadores y la diversidad de Shannon – Wiener no mostraron una relación con el estado de conservación, aunque en dicho estudio no se calculó el QBR, sino que se realizó una valoración cualitativa del estado de conservación de toda la microcuenca basado principalmente en el porcentaje de la cobertura vegetal.

Reyes (2016) señala que el grupo trófico de raspadores se suele encontrar en mayor porcentaje en ríos asociados a pastizales, esto se puede deber al aumento de la temperatura y la radiación solar lo que promueve el crecimiento de los productores primarios como el perifiton, los cuales se encuentran en una alta abundancia en sitios de pasto y sirven de alimento para este grupo trófico. En cambio, los trituradores en un río están fuertemente influidos por las fuerzas hidráulicas responsables de la acumulación de detrito, por la respuesta directa de los macroinvertebrados a la acumulación de alimento, o por un incremento de la heterogeneidad del hábitat (Pontón, 2012).

El otro parámetro que tiene correlación significativa con el QBR es la diversidad de Shannon – Wiener, ya que la ausencia de zonas riparias por actividades antrópicas genera una reducción en la diversidad y composición de macroinvertebrados (González et al., 2012).

Finalmente, los resultados de este estudio indican que las zonas riparias son un factor determinante para el establecimiento de la comunidad de macroinvertebrados ya que ofrecen un significativo aporte de materia orgánica, que en ciertos ríos puede ser de extrema importancia porque constituye un recurso energético indispensable para la vida del río (Ríos et al., 2011). Además, Meza et al., (2012) indican que cuando hay ausencia de la vegetación ribereña se empobrece la composición de macroinvertebrados acuáticos.

6. CONCLUSIONES

Una vez realizada la investigación se detalla las conclusiones que surgieron en el transcurso del presente trabajo investigativo:

En el análisis del estado de conservación de las zonas riparias, mediante el Índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBR), se puede establecer que las microcuencas “El Carmen” y “Volcán” se encuentran en estado de conservación aceptable, mientras que la microcuenca “Shucos” el estado de conservación es de pésima calidad debido a que se realizan en estas zonas actividades agropecuarias.

Mediante el análisis realizado por el programa Calidad Biológica de los Ríos Altoandinos (CABIRA), en el Índice Multimétrico de Estado Ecológico de Ríos Altoandinos en Bosque (IMEERA B) se pudo definir que la calidad del agua en las microcuencas “El Carmen”, “Volcán” y “Shucos” es de muy buena calidad.

La abundancia de macroinvertebrados en el “El Carmen” fue mayor debido a que esta microcuenca se encuentra en un área donde se capta el agua para consumo humano y su acceso es casi limitado.

En cuanto a la riqueza encontrada no difiere en las microcuencas “El Carmen” y “Volcán” debido a que estas se encuentran en zonas boscosas y según estudios realizados existe mayor diversidad en zonas conservadas.

En cuanto a la microcuenca “Shucos” se puede concluir que, aunque muestra una buena calidad de agua, esta zona se encuentra intervenida directamente por la presencia constante del ganado y otras actividades agropecuarias.

En la correlación realizada de las métricas y el Índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBR), se pudo establecer que solo existe una correlación significativa en las métricas de proporción de depredadores, trituradores, raspadores y en la Diversidad de Shannon – Wiener.

7. RECOMENDACIONES

Una vez dada las conclusiones del presente trabajo investigativo, se menciona las siguientes recomendaciones, para poder mejorar los futuros trabajos investigativos en relación al tema descrito:

Para poder determinar la relación que existe entre el estado de conservación de las zonas riparias y los macroinvertebrados acuáticos, se recomienda hacer el muestreo durante un periodo más largo, debido a que este estudio solo se realizó únicamente durante tres meses.

También se recomienda que el análisis de las zonas riparias debe ser más amplio, en este caso calcular el Índice QBR a nivel de microcuenca y no solo en el área estudiada.

En cuanto al programa CABIRA se recomienda que se realice un reajuste para incluir organismos que son encontrados en estas microcuencas pero que no se encuentran registradas en el mismo, lo que hace que disminuya tanto el nivel de abundancia y riqueza de las microcuencas, alterando los resultados esperados.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, R., Hampel, H., González, H., Mosquera, P., Sotomayor, G., y Galarza, X. (2014). *Protocolo de evaluación de la integridad ecológica de los ríos de la región austral del Ecuador*. (ETAPA EP, SENAGUA - DHS, Universidad de Cuenca, y P. P. de la Senescyt, Eds.).
- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., y Prat, N. (2008). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 27(281), 195–210. <http://doi.org/10.1042/BJ20130013>
- Aguirre, J. (2011). *Validación de los indicadores biológicos (macroinvertebrados) para el monitoreo de la cuenca del río Yanuncay*. Universidad Politécnica Salesiana.
- Alatorre, N. (2006). La microcuenca como elemento de estudio de la vulnerabilidad ambiental. *Centro de Estudios En Geografía Humana, Colegio de Meichoacán.*, 1–6.
- Alomía, I. M., y Chimbo, J. M. (2014). *Aplicación de una metodología para evaluar el caudal ambiental en dos proyectos hidroeléctricos de alta montaña en Ecuador: Presas El Labrado y Chanlud de la microcuenca del río Machángara, provincias de Azuay y Cañar*. Escuela Politécnica Nacional.
- Álvarez, S., y Pérez, L. (2007). *Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del Yeguaré, Honduras*. Retrieved from <https://bdigital.zamorano.edu/bitstream/11036/524/1/IAD-2007-T001.pdf>
- Amitha, K. (2003). Riparian vegetation along the middle and lower zones of the Chalakkudy river, Kerala, India. *Project 26/2000. Kerala Research Programme on Local Level Development, CDS, Thiruvananthapuram.*
- Arribas, C., Guarnizo, P., Saldaña, T., y Fernández, C. (2005). Intervenciones humanas en el cauce principal del río Guadamar y estado de conservación de su vegetación riparia.
- Arroyo, C. (2007). *Evaluación de la calidad de agua de las fuentes hidrográficas del Bosque Protector Río Guajalito (BPRG) a través de la utilización de macroinvertebrados acuáticos, Pichincha, Ecuador*. Universidad San Francisco de Quito.

- Arteaga, J., Ayala, G., Briseño, J., González, J., Granda, A., Luzuriaga, R., y Vásquez, C. (2014). Microcuencas abastecedoras de agua para la ciudad de Loja. *Academia*, 12.
- Ayora, M. (2016). *Caracterización de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de microcuencas intervenidas y de referencia del cantón Loja*. Universidad Nacional de Loja.
- Beltrán, E., y Jaramillo, J. (2007). *Valoración Económica Ambiental del Recurso Hidrico y Diseño de una Propuesta para Pago por Servicio Hidrico en la microcuenca "Shucos" del Cantón Loja*. Universidad Nacional de Loja.
- Bernal, J., y Haydee, C. (2012). Diversidad, distribución de los insectos acuáticos y calidad del agua de la subcuenca alta y media del río Mula, Chiriquí, Panamá. *Tecnociencia*, 14(1).
- Blanco, F., López, I., Herrera, A., Magdaleno, F., y Martínez, R. (2003). Relación entre vegetación riparia y caudales: resultados preliminares en tramos fluviales del Sur de España.
- Buytaert, W., Wyseure, G., De Bièvre, B., y Deckers, J. (2005). The effect of land-use changes on the hydrological behaviour of Histic Andosols in south Ecuador. *Hydrological Processes*, 19(20), 3985–3997. <http://doi.org/10.1002/hyp.5867>
- Capa, K. (2019). *Análisis del estado de conservación de zonas riparias en la diversidad de macroinvertebrados acuáticos en la Hoya de Loja*. Universidad Nacional de Loja.
- Carbajal, K., y Piedra, R. V. (2007). *Inventario Hidrológico de la Cuenca Superior del Río Zamora aplicando Sistemas de Información Geográfica (SIG)*. Universidad Nacional de Loja.
- Cárdenas, A., Reyes, B., López, M., Woo, A., Ramírez, E., y Ibrahim, M. (2007). Biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en la subcuenca de los ríos Bul Bul y Paiwas, Matiguás, Nicaragua. *Revistasnicaragua.Net.Ni*, 77, 83–93. Retrieved from <http://www.revistasnicaragua.net.ni/index.php/encuentro/article/view/3339>
- Damanik, M., Lock, K., Boets, P., Everaert, G., Tien, H., Eurie, M., ... Goethals, P. (2016).

Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. *Limnologica*, 57, 27–59. <http://doi.org/10.1016/j.limno.2016.01.001>

Domínguez, E., y Fernández, H. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, (1ra ed.). Tucumán - Argentina: Fundación Miguel Lillo. doi: 978-950-668-015-2

Encalada, B. (2014). *Evaluación de la calidad de agua de la microcuenca El Jambué, por medio de análisis de biodiversidad de macroinvertebrados*. Universidad Nacional de Loja.

Endara, A. (2012). Identificación de macroinvertebrados bentónicos en los ríos: Pindo Mirador, Alpayacu y Pindo Grande; determinación de su calidad de agua. *Enfoque Universidad Tecnológica Equinoccial*, 3(2), 9. Retrieved from <http://oaji.net/articles/2015/1783-1426290825.pdf>

Esparza, K. (2017). *Influencia del estado de conservación de las microcuencas andinas sobre la diversidad de macroinvertebrados acuáticos*. Universidad Nacional de Loja.

Fajardo, J. (2010). *Desarrollo de una propuesta de gerenciamiento del recurso hídrico en la cuenca del Jubones*. Universidad Politécnica Salesiana. Retrieved from <http://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/2343/1/Tesis.pdf>

Flores, V., y Cabrera, M. (2012). *Elaboración de una guía eco-turística para la microcuenca El Carmen, zona intangible del Parque Nacional Podocarpus del cantón Loja*. Universidad Nacional de Loja.

Gamboa, M., Reyes, R., y Arrivillaga, J. (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín De Malariología y Salud Ambiental*, XLVIII(2002), 109–120.

Garrido, A., Cuevas, M., Cotler, H., Iura, D., y Tharme, R. (2010). El estado de alteración ecohidrológica de los ríos de México, (1989), 108–111.

Gaspari, F., Rodríguez, A., Senisterra, G., Delgado, M. I., y Besteiro, S. (2013). *Elementos metodológicos para el manejo de cuencas hidrográficas*. (Universidad Nacional de La

- Plata, Ed.) (Primera Ed). La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Gómez, M., Rodríguez, D., y García, E. (2015). Índice de integridad de los ecosistemas fluviales con base a las comunidades de insectos acuáticos en el río Misoa de la cuenca del lago de Maracaibo, Venezuela. *Entomotropica*, 30(2015), 69–83.
- Gómez, S. J. (2015). *Abundancia y biomasa de macroinvertebrados en relación de cuatro tipos de sustratos y de variables fisicoquímicas en la laguna la Virginia, páramo de Sumapaz*. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- González, M. (2002). Las riberas, elementos clave del paisaje y en la gestión del agua, 13.
- González-Córdoba, M., Zúñiga, M. del C., y Manzo, V. (2015). Riqueza genérica y distribución de Elmidae (Insecta: Coleoptera, Byrrhoidea) en el departamento del Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 16(2), 51–74.
- González, S., Ramírez, Y., Meza, A., y Días, L. (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat*, 16(2), 135–148.
- Granados, D., Hernández, M., y Lopez, G. . (2006). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 12(1), 55–69.
- Gregory, S., Swanson, F., McKee, A., y Cummins, K. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience*, 41(8), 540–551. <http://doi.org/10.2307/1311607>
- Grimaldo, W. Y. (2004). Aspectos tróficos y ecológicos de los macroinvertebrados acuáticos. *Ecological Explorers*, 1(1), 1–7.
- Guerra, S. (2000). *Evaluación de la vegetación riparia, insectos acuáticos y peces, influenciados por las variaciones en la calidad y cantidad de los caudales de la cuenca del río San Juan, Nuevo León, México*. Universidad Autónoma de Nuevo León. Retrieved from <http://cdigital.dgb.uanl.mx/te/1020130923/1020130923.PDF>
- Guinard, J., Ríos, T., y Bernal, J. (2013). Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de las cuencas alta y baja del río Gariché, provincia Chiriquí, Panamá. *Revista Gestión y Ambiente*, 16(2), 61–70.

- Hanson, P., Springer, M., y Ramírez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58(Suppl. 4), 3–37. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Iñiguez, C., Leiva, A., Frede, H.-G., Hampel, H., y Breuer, L. (2014). Deforestation and benthic indicators: how much vegetation cover is needed to sustain healthy Andean streams? *PloS One*, 9(8). <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0105869>
- Kutschker, A., Brand, C., y Miserendino, M. (2009). Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecologia Austral*, 19(1), 19–34. Retrieved from <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-67650700629partnerID=40ymd5=6698187b38aba858c48f23d278192351>
- Liñero, I., Balarezzo, V., Eraso, H., Pacheco, F., Ramos, C., Muzo, R., y Calva, C. (2016). Calidad del agua de un río andino ecuatoriano a través del uso de macroinvertebrados. *Cuadernos de Investigación UNED*, 8(1), 69–75.
- Meza, A. M., Días, L., y Walteros, J. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*, 34(2), 443–456. <http://doi.org/10.15446/caldasia>
- Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2001). Conceptos básicos de cuencas. *Manual de Manejo de Cuencas, Módulo 1*, 16–28.
- Molina, C. (2004). *Estudio de los Rasgos Biológicos y Ecológicos en poblaciones de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, y Trichoptera (Clase Insecta), en un río al pie del Glaciar Mururata*. Universidad Mayor de San Andrés.
- Montere, J. (2014). Estado ecológico de los ríos Alberche y Tiétar en el Parque Regional de la Sierra de Gredos (Ávila). Comunidades de macroinvertebrados acuáticos. *Congreso Nacional Del Medio Ambiente*, 1(1), 24.
- Moreno, V., Castillo, O., Gama, L., Zavala, J., y Ortiz, M. (2017). Relación de vegetación ribereña y propiedades del suelo en un afluente del río Tacotalpa, Tabasco, México. *Madera Bosques*, 23(1), 91–109. <http://doi.org/10.21829/myb.2017.231510>
- Muñoz, J. F. (2013). *Estudio hidrológico correspondiente a las microcuencas del río*

Malacatos y las quebradas Amanda, Mónica y Santa Urcu para el abastecimiento de agua potable en la ciudad de Loja. Universidad Nacional de Loja.

Niemann, H., Matthias, I., Michalzik, B., y Behling, H. (2013). Late Holocene human impact and environmental change inferred from a multi-proxy lake sediment record in the Loja region, southeastern Ecuador. *Quaternary International*. <http://doi.org/10.1016/j.quaint.2013.03.017>

Ospina, N., y Peña, E. (2004). Alternativas de Monitoreo de Calidad de Aguas: Algas como Bioindicadores. *Acta Nova*, 2(4). <http://doi.org/10.4067/S0716-078X2007000200008>

Palma, D. (2016). *Implicaciones espaciales de la vegetación de ribera para la protección y mejoramiento de los ecosistemas fluviales Andinos.* Universidad Técnica Particular de Loja.

PNUMA, Municipio de Loja, y NCI, N. y C. I. (2007). *Perpesctivas del Medio Ambiente: GEO Loja.* Loja.

Pontón, J. (2012). *El rol de los macroinvertebrados acuáticos en la descomposición de hojarasca en ríos altoandinos tropicales.* Universidad San Francisco de Quito.

Prat, N., y Rieradevall, M. (1998). Criterios de evaluación de la calidad del agua en lagos y embalses basados en los macroinvertebrados bentónicos. *Actual Biol.* Retrieved from <http://matematicas.udea.edu.co/~actubiol/actualidadesbiologicas/raba1998v20n69art8.pdf>

Rengifo, C. G. (2009). Guía principales órdenes de macroinvertebrados, 6.

Reyes, V. (2016). *Influencia del uso del suelo y la calidad de hojarasca en la composición, organización estructural y funcional de la comunidad de macroinvertebrados asociados a la descomposición de materia orgánica.* Unversidad Técnica Particular de Loja.

Rincón, J., Merchán, D., Rojas, D., Sparer, A., y Zárate, E. (2017). *Los macroinvertebrados acuáticos de los ríos del Parque Nacional Cajas.* Universidad de Azuay, Cuenca.

Ríos, B., Prat, N., y Encalada, A. (2011). Invertebrate drift and colonization processes in a tropical Andean stream. *Aquatic Biology*, 14(3), 233–246.

<http://doi.org/10.3354/ab00399>

- Rivera, R. (2004). Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en ríos de páramos y zonas boscosas, en los Andes Venezolanos.
- Roldán, G. (1989). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN. Colombia-Colciencias. Colombia: Fondo para la Protección del Medio Ambiente “José Celestino Mutis”.
- Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista Académica Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. <http://doi.org/0370-3908>
- Roldán, G. (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. <http://doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Romero, F., Cozano, M., Gangas, R., y Naulin, P. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(1), 1–2. <http://doi.org/10.4067/S0717-92002014000100001>
- Sajamí, J., y Huamantínco, A. (2016). Distribución espacial de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Coleoptera (Insecta) en una quebrada de primer orden, bosque montano, Junín, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 23(2), 95–102. <http://doi.org/10.15381/rpb.v23i2.12377>
- Samanez, I., Rimarachin, V., Palma, C., Arana, J., Ortega, H., Correa, V., y Hidalgo, M. (2014). Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú, 75.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2013). Cuencas hidrográficas: fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión, (Primera Edición).
- Soria, I. (2016). *Evaluación de la calidad ecológica del río Jatunhuayco en la zona asociada a la captación Jatunhuayco (EPMAPS) utilizando comunidades de macroinvertebrados*

como indicadores de la calidad del agua. Escuela Politécnica Nacional.

Springer, M. (2010). Biomonitorio acuatico. *Revista de Biología Tropical*, 58(SUPPL. 4), 53–59.

Torres, I. (2005). *Efecto del ancho los ecosistemas riparios en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.

Torres, I. A. (2005). *Efecto del ancho los ecosistemas riparios en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (2009). *Guía para la elaboración de planes de manejo de microcuencas*. *Journal of Chemical Information and Modeling* (Primera ed, Vol. 53). San Marcos, Guatemala. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Vanegas, R. (2016). *Disponibilidad de materia orgánica bentónica y su potencial relación con la estructura física de cauces, en microcuencas prioritarias del cantón Loja*. Universidad Nacional de Loja.

Vásquez, A., Mejía, A., Faustino, J., Terán, R., Vásquez, I., Díaz, J., ... Alcántara, J. (2016). *Manejo y Gestión Integral de Cuencas Hidrográficas* (1era ed.). Lim.

Villacorta, J. C., y Peña, J. L. (2014). *Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos y su relación con la calidad de agua en la microcuenca Mishquiyacu, provincia de Moyobamba . 2014*. Universidad Nacional de San Martín-Tarapoto.

Villamarín, C. P. (2012). *Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú. Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos*. Universitat de Barcelona.

Villamarín, C., Reradeval, M., Paul, M., Barbour, M., y Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*, 29, 79–92.

Walteros, J. M., Castaño, J. M., y Marulanda, J. H. (2016). Ensamble de macroinvertebrados acuáticos y estado ecológico de la microcuenca Dalí-Otún, Departamento de Risaralda, Colombia. *Hidrobiologica*, 26(3), 359–371.

World Vision. (2004). *Manual de manejo de cuencas*. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Manual+de+manejo+de+cuencas#9>

Zárate, C. (2011). *Hacia un modelo de ordenación: Para los Territorios de Protección Natural del Área de Influencia Inmediata de la Ciudad de Loja. Microcuenca El Carmen*. Universidad Estatal de Cuenca.

9. ANEXOS

Anexo 1.- Índice de Calidad de Bosque de Ribera.

	Orilla Izq	Orilla Der
1. Grado de cubierta de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)		
> 80 % de la cubierta vegetal de la zona de ribera	12.5	12.5
50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	5	5
10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	2.5	2.5
< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	0	0
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total	5	5
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es > 50%	2.5	2.5
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre 25 - 50%	-2.5	-2.5
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es < 25%	-5	-5
SUBTOTAL		
TOTAL (Sumar ambas orillas)		
	Orilla Izq	Orilla Der
2. Estructura de la cubierta de la zona de ribera		
Recubrimiento de árboles es > 75 %	12.5	12.5
Recubrimiento de árboles es entre 50 - 75 %	5	5
Recubrimiento de árboles es < 50 %	2.5	2.5
Sin árboles, arbustos por debajo del 10 % o sólo vegetación herbácea	0	0
Gradiente de estratificación evidente y conectado.	5	5
Concentración de arbustos es > 50 %	5	5
Concentración de arbustos es entre 25 - 50 %	2.5	2.5
Concentración de arbustos es < 25 %	1	1
Presencia de epifitas (p. ej. Bromelias)	2.5	2.5
Árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin continuidad	-2.5	-2.5
Existe una distribución regular (linealidad) en los árboles	-5	-5
SUBTOTAL		
TOTAL (Sumar ambas orillas)		
	Orilla Izq	Orilla Der
3. Calidad de la cubierta de la zona de ribera		
Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos	12.5	12.5
Como máximo un 25 % de la cobertura es de árboles introducidos (Pinus, Eucalyptus y Salix)	5	5
26 - 50 % de los árboles de ribera son especies introducidas	2.5	2.5
Más del 51 % de los árboles de la ribera son especies introducidas	0	0
Presencia de cultivos, pastizales o actividad ganadera	-5	-5
Presencia de construcciones (p. ej. casas, industrias)	-5	-5
Presencia de senderos o caminos	-2.5	-2.5
Presencia de vías asfaltadas	-5	-5
Presencia de otras actividades que modifiquen las riberas (p.ej. dragados, minería informal)	-5	-5
SUBTOTAL		
TOTAL (Sumar ambas orillas)		

Anexo 1. Continuación...

4. Grado de naturalidad del canal fluvial	
El canal del río no ha sido modificado	25
Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	10
Signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río	5
Presencia de alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río	-15
Presencia de alguna estructura sólida dentro del lecho del río (p. ej. columnas de puentes)	-10
Presencia de pequeños vertidos	-5
Presencia de grandes vertidos	-15
Presencia de pequeñas derivaciones del flujo normal del agua	-5
Presencia de grandes derivaciones del flujo normal del agua	-15
Presencia de basuras de forma puntual pero abundantes	-5
Presencia de un basurero permanente en el tramo estudiado	-10
Presencia de lavanderías informales de ropa	-5
TOTAL	
PUNTUACIÓN FINAL (suma de las puntuaciones de cada apartado)	

Anexo 2.- Cálculo del Índice de Calidad de Bosque de Ribera de la microcuenca “El Carmen”.

1. Grado de cubierta de la zona de ribera	Orilla Izq	Orilla Der
50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	5	
10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		2.5
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es > 50%	2.5	
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre 25 - 50%		-2.5
SUBTOTAL	7.5	0
TOTAL		7.5
2. Estructura de la cubierta de la zona de ribera	Orilla Izq	Orilla Der
Recubrimiento de árboles es entre 50 - 75 %	5	
Recubrimiento de árboles es < 50 %		2.5
Gradiente de estratificación evidente y conectado.	5	
Concentración de arbustos es > 50 %	5	
Concentración de arbustos es entre 25 - 50 %		2.5
Árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin continuidad		-2.5
SUBTOTAL	15	2.5
TOTAL		17.5
3. Calidad de la cubierta de la zona de ribera	Orilla Izq	Orilla Der
Como máximo un 25 % de la cobertura es de árboles introducidos (Pinus, Eucalyptus y Salix)	5	5
Presencia de cultivos, pastizales o actividad ganadera		-5
SUBTOTAL	5	0
TOTAL		5
4. Grado de naturalidad del canal fluvial		
El canal del río no ha sido modificado		25
TOTAL		25
PUNTUACIÓN FINAL		55

Anexo 3.- Cálculo del Índice de Calidad de Bosque de Ribera de la microcuenca “Volcán”.

1. Grado de cubierta de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)	Orilla Izq	Orilla Der
> 80 % de la cubierta vegetal de la zona de ribera	12.5	
10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		2.5
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total	5	
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre 25 - 50%		-2.5
SUBTOTAL	17.5	0
TOTAL		17.5
2. Estructura de la cubierta de la zona de ribera	Orilla Izq	Orilla Der
Recubrimiento de árboles es > 75 %	12.5	
Recubrimiento de árboles es < 50 %		2.5
Gradiente de estratificación evidente y conectado.	5	
Concentración de arbustos es > 50 %		5
Árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin continuidad		-2.5
Existe una distribución regular (linealidad) en los árboles	-5	
SUBTOTAL	12.5	5
TOTAL		17.5
3. Calidad de la cubierta de la zona de ribera	Orilla Izq	Orilla Der
Como máximo un 25 % de la cobertura es de árboles introducidos (Pinus, Eucalyptus y Salix)	5	5
Presencia de cultivos, pastizales o actividad ganadera		-5
SUBTOTAL	5	0
TOTAL		5
4. Grado de naturalidad del canal fluvial		
El canal del río no ha sido modificado		25
TOTAL		25
PUNTUACIÓN FINAL		65

Anexo 4. - Cálculo del Índice de Calidad de Bosque de Ribera de la microcuenca “Shucos”.

1. Grado de cubierta de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)	Orilla Izq	Orilla Der
< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	0	0
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es < 25%	0	0
SUBTOTAL	0	0
	TOTAL	0
2. Estructura de la cubierta de la zona de ribera	Orilla Izq	Orilla Der
Sin árboles, arbustos por debajo del 10 % o sólo vegetación herbácea	0	0
Concentración de arbustos es < 25 %	1	1
SUBTOTAL	1	1
	TOTAL	2
3. Calidad de la cubierta de la zona de ribera	Orilla Izq	Orilla Der
26 - 50 % de los árboles de ribera son especies introducidas	2.5	2.5
Presencia de cultivos, pastizales o actividad ganadera	0	0
Presencia de construcciones (p. ej. casas, industrias)	0	0
SUBTOTAL	2.5	2.5
	TOTAL	5
4. Grado de naturalidad del canal fluvial		
Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal		10
Presencia de pequeñas derivaciones del flujo normal del agua		0
	TOTAL	10
PUNTUACIÓN FINAL		17

Anexo 5. – Macroinvertebrados acuáticos recolectados de las microcuencas de muestreo.

Filó	Clase	Orden	Familias	Género	M. El Carmen	M. Volcán	M. Shucos	TOTAL
					(conservada)	(semi conservada)	(no conservada)	
Arthropoda	Arachnida	Acari	Hydracarina	<i>Hydrachna</i>	1	2	1	4
Platyhelminthes	Turbellaria	Turbellaria	Planaridae		0	5	0	5
Annelida	Clitellata	Oligochaeta (Nematomorpha)	Annelida		2	2	25	29
Mollusca	Gastropoda	Gasteropoda	Planorbidae	<i>Gyraulus</i>	1	0	0	1
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	<i>Hyalella</i>	1	1	0	2
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Andesiops</i>	94	275	68	437
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetodes</i>	100	48	48	196
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Dactylobaetis</i>	8	35	1	44
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Nanomis</i>	0	19	0	19
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohyphidae	<i>Haplohyphes</i>	12	32	0	44
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	32	33	4	69
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	295	143	7	445
Arthropoda	Insecta	Megaloptera	Corydalidae	<i>Coridalys</i>	0	0	2	2
Arthropoda	Issecta	Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	125	63	0	188
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Veliidae		0	1	0	1
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Gyrinidae		1	0	0	1
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i>	4	1	0	5
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae		0	3	0	3
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Dytiscus</i>	0	0	1	1
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Cylloepus</i>	20	13	5	38
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Disersus</i>	1	0	0	1
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Heterelmis</i>	13	13	1	27
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Macrelmis</i>	31	5	1	37
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Microcylloepus</i>	0	3	0	3

Anexo 5. Continuación...

Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Noelmis</i>	19	0	0	19
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Psephenidae	<i>Psephenops</i>	0	1	0	1
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scirtidae	<i>Elodes</i>	2	1	0	3
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Curculionidae	<i>Bagous</i>	5	0	0	5
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae	<i>Mortionella</i>	44	28	0	72
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	38	66	0	104
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	2	0	1	3
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	9	19	2	30
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Scrimidea</i>	30	66	15	111
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	<i>Atanatolica</i>	829	164	0	993
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	<i>Grumichella</i>	0	1	0	1
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	0	3	0	3
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	1	20	0	21
Arthropoda	Insecta	Diptera	Athericidae	<i>Atherix</i>	3	0	0	3
Arthropoda	Insecta	Diptera	Blepharoceridae	<i>Blepharicera</i>	14	0	0	14
Arthropoda	Insecta	Diptera	Blepharoceridae	<i>Paltostoma</i>	1	0	0	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Alluaudomyia</i>	1	7	3	11
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i>	2	0	0	2
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Ablabesmyia</i>	1	1	0	2
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Chironominae</i>	7	15	200	222
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae (pupa)		0	0	2	2
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Taniponynae</i>	1	1	5	7
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae		4	0	0	4
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	<i>Chelifera</i>	0	0	25	25
Arthropoda	Insecta	Diptera	Muscidae	<i>Limnophora</i>	0	0	1	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Psychodidae	<i>Maruina</i>	1	0	3	4

Anexo 5. Continuación...

Arthropoda	Insecta	Diptera	Psychodidae	<i>Tabanidae</i>	0	1	0	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	<i>Simulium</i>	3	1	212	216
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	<i>Hexatoma</i>	15	31	1	47
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	<i>Molophilus</i>	3	6	8	17
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	<i>Tipula bellardina</i>	7	2	0	9
Arthropoda	Insecta	Diptera 1 (pupa)			0	0	6	6
Arthropoda	Entognatha	Collembola			0	1	0	1
		TOTAL			1783	1132	648	3563

Anexo 6.- Resultados de las correlaciones entre los parámetros estructurales y el QBR (nivel 0.01).

		QBR
Rho de Spearman	Depredadores (% ind.)	Coeficiente de correlación 1,000**
		Sig. (bilateral) .
		N 3
	Trituradores (% ind.)	Coeficiente de correlación 1,000**
		Sig. (bilateral) .
		N 3
	Raspadores (% ind.)	Coeficiente de correlación 1,000**
		Sig. (bilateral) .
		N 3
	Divers. Shannon-Wiener (H')	Coeficiente de correlación 1,000**
		Sig. (bilateral) .
		N 3

Anexo 7.- Colecta de los macroinvertebrados acuáticos en las diferentes microcuencas en estudio.



Anexo 8.- Reconocimiento de los respectivos macroinvertebrados acuáticos con los valores mayores de abundancia en familia a nivel global: 1) Leptoceridae, 2) Baetidae, 3) Leptophlebiidae, 4) Chironomidae, 5) Simuliidae, 6) Perlidae, 7) Hydropsychidae, 8) Elmidae, 9) Leptohiphidae y 10) Helicopsychidae.



1



2



3



4



5



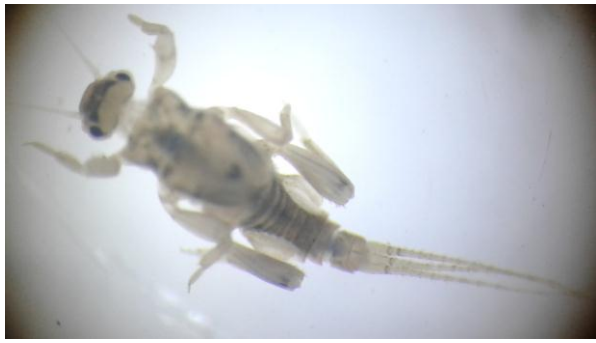
6



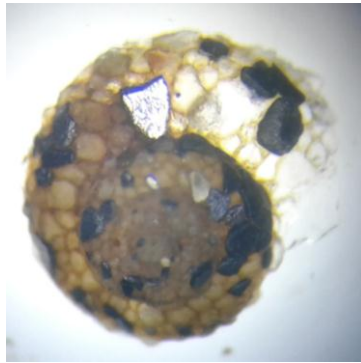
7



8



9



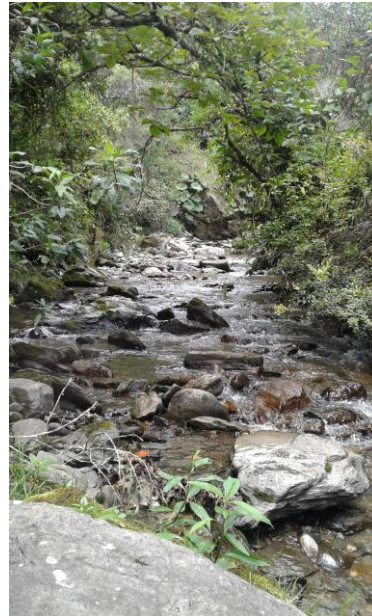
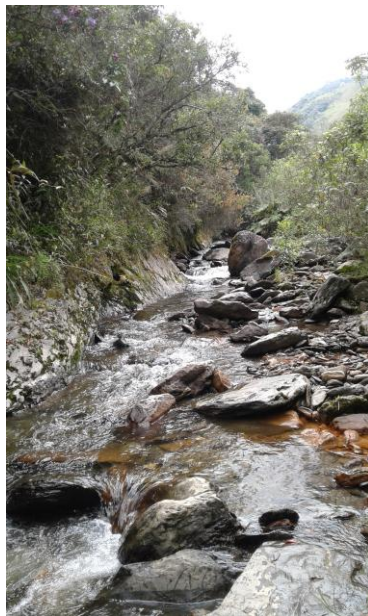
10

Anexo 9.- Aplicación del índice QBR en cada una de las microcuencas en estudio.

Microcuenca “El Carmen” (conservada)



Microcuenca “Volcán” (semi conservada).



Microcuenca “Shucos” (no conservada).

