UNIVERSIDAD NACIONAL DE LOJA

ÁREA AGROPECUARIA Y DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES

CARRERA DE INGENIERÍA EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE

"CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN ARROYOS DE MICROCUENCAS INTERVENIDAS Y DE REFERENCIA DEL CANTÓN LOJA"

TESIS DE GRADO PREVIA A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERA EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE

AUTORA: MAYRA FERNANDA AYORA ORDÓÑEZ

DIRECTORA: ING. NATALIA SAMANIEGO MG.SC.

LOJA – ECUADOR

2016

CERTIFICACIÓN

En calidad de Directora de la Tesis Titulada "Caracterización de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de microcuencas intervenidas y de referencia del cantón Loja", desarrollada por la señorita Mayra Fernanda Ayora Ordoñez, egresada de la Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, me permito informar que el trabajo de investigación se ha culminado dentro del cronograma aprobado, por lo que autorizo su presentación y publicación.

Lo certifico con los fines correspondientes.

Loja, 26 de Mayo del 2016

Atentamente,

Natalia Samaniego R

Ing. Natalia Samaniego Mg.Sc.

DIRECTORA DE TESIS

C.I. 1104058118

APROBACIÓN

En calidad de tribunal calificador de la Tesis Titulada "Caracterización de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de microcuencas intervenidas y de referencia del cantón Loja" de autoría de la señorita egresada Mayra Fernanda Ayora Ordoñez de la Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, certifican que han incorporado todas las sugerencias efectuadas por sus miembros.

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

Loja, 30 de junio de 2016

Atentamente,

Ing. Aurita Gonzaga Figueroa Mg. Sc
PRESIDENTE DEL TRIBUNAL .....

Ing. Felix Hernández Cueva, Mg. Sc.
VOCAL .....

Ing. Santiago García Matailo Mg. Sc.
VOCAL .....

AUTORÍA

Yo, Mayra Fernanda Ayora Ordoñez, declaro ser autora del presente trabajo de tesis y eximo expresamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos, de posibles reclamos o acciones legales, por el contenido de la misma.

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

Autora: Mayra Fernanda Ayora Ordoñez

Firma: .....

Cédula: 1105219149

Fecha: Loja, 30 de junio del 2016

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

Yo, Mayra Fernanda Ayora Ordoñez, declaro ser autora de la tesis titulada: "CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN ARROYOS DE MICROCUENCAS INTERVENIDAS Y DE REFERENCIA DEL CANTÓN 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.

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 ésta autorización, en la ciudad de Loja a los 30 días del mes de junio de 2016, firma la autora.

Firma: .....

Autora: Mayra Fernanda Ayora Ordóñez

Número de cedula: 110411411-9

Dirección: Loja; Barrio Daniel Álvarez, Avda. Benjamín Carrión y Benito Juárez

Correo electrónico: mafer_7.91hotmail.com

Celular: 0967297645

DATOS COMPLEMENTARIOS

Director de tesis: Ing. Natalia Samaniego Mg. Sc.

Tribunal de Grado: Ing. Aurita Gonzaga Figueroa Mg. Sc.

Ing. Felix Hernández Cueva, Mg. Sc.

Ing. Santiago García Matailo Mg. Sc.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer de la forma más sincera y cariñosa a todas las personas que fueron partícipes en el presente trabajo de investigación.

A la Universidad Nacional de Loja, la Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, y a todos mis profesores que me dieron la oportunidad de realizarme profesionalmente.

Mi agradecimiento afectuoso a la Ing. Natalia Samaniego Mg. Sc., directora de la presente investigación por su esfuerzo y dedicación, quien, con sus conocimientos, su experiencia, su paciencia y su motivación ha logrado en mi que pueda terminar mis estudios con éxito.

A la Dra. Leire Ruiz, investigadora que contribuyó de una forma enriquecedora en el desarrollo de la investigación. De igual manera al Ingeniero Carlos Iñiguez quien contribuyo significativamente con la clasificación taxonómica de los macroinvertebrados.

A los miembros del tribunal calificador: Ing. Aurita Gonzaga Figueroa Ing. Félix Hernández Cueva, Ing. Santiago García Matailo, por sus oportunas sugerencias que permitieron reforzar la presente tesis.

Y finalmente a toda mi familia por el apoyo incondicional durante mi vida universitaria.

Mayra Fernanda

DEDICATORIA

Esta tesis se la dedico a mi Dios quién supo guiarme por el buen camino, darme fuerzas para seguir adelante y no desmayar en los problemas que se presentaban, enseñándome a encarar las adversidades sin perder nunca la dignidad ni desfallecer en el intento.

A mi familia quienes por ellos soy lo que soy. Para mis adorados padres Líder Eduardo y Miria Esperanza por su apoyo, consejos, comprensión, amor, ayuda en los momentos difíciles, y por su aporte generoso con los recursos necesarios para estudiar.

A mis hermanas Margoth, Pahola e Isabela por estar siempre presentes, acompañándome para poderme realizar.

A mi querido esposo Marlon y mi adorada Anna Paula mi fortaleza y debilidad, quienes han sido motivación, inspiración y felicidad en mi vida.

Mayra Fernanda

INDICE DE CONTENIDO

CERTIFICACIÓN ii

APROBACIÓN iii

AUTORÍA iv

CARTA DE AUTORIZACIÓN v

AGRADECIMIENTOS vi

DEDICATORIA vii

INDICE DE CONTENIDO viii

INDICE DE CUADROS xi

INDICE DE FIGURAS xii

INDICE DE ANEXOS xiv

RESUMÉN xvi

ABSTRACT xvii

1. INTRODUCCIÓN 1
2. REVISIÓN DE LA LITERATURA 3
2.1 Importancia de las cuencas hidrográficas 3
2.2 Importancia de los parámetros morfométricos en cuencas hidrográficas 3
2.3 La calidad ecológica de los ríos 7
2.4 Importancia de los macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de ecosistemas fluviales 7
2.5 Incidencia de las características taxonómicas y grupos funcionales de macroinvertebrados bentónicos en los índices bióticos 9
2.5.1 Ephemeroptera 11
2.5.2 Plecóptera 12
2.5.3 Trichoptera 13
2.5.4 Coleóptera 13

2.5.5 Dípteros 14
2.5.6 Odonata 15
2.6 Importancia de la materia orgánica bentónica y la vegetación riparia en los macroinvertebrados bentónicos 17
3. METODOLOGÍA 19
3.1 Ubicación 19
3.2 Materiales y Métodos 20
3.2.1 Materiales 20
3.2.2 Métodos 21
3.2.2.1 Diagnóstico biofísico del área de estudio 21
3.2.2.2 Diagnóstico morfometrico del área de estudio 22
3.2.2.3 Caracterización taxonómica y funcional de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la zona de estudio. 24
3.2.2.4 Evaluar la influencia de la vegetación riparia y la materia orgánica bentónica en la comunidad de macroinvertebrados. 26
4. RESULTADOS 31
4.1 Caracterización de parámetros biofísicos en el área de estudio 31
4.1.1 Parámetros morfométricos 31
4.1.2 Características de la cobertura vegetal 33
4.1.3 Características del Suelo 35
4.1.4 Variables Climáticas 36
4.2 Caracterización taxonómica y funcional de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la zona de estudio 38
4.3 Evaluación de la influencia de vegetación riparia y materia orgánica bentónica sobre la comunidad de macroinvertebrados 43
5. DISCUSIÓN 46
5.1 Caracterización de parámetros biofísicos en el área de estudio 46
5.2 Caracterización taxonómica y funcional de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la zona de estudio. 48
5.3 Evaluación de la influencia de la vegetación riparia y de la materia orgánica bentónica sobre la comunidad de macroinvertebrados 51

6. CONCLUSIONES 53
7. RECOMENDACIONES 54
8. BIBLIOGRAFIA 55
9. ANEXOS 65

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Parámetros morfométricos evaluados en las zonas de estudio. 23

Cuadro 2. Indicadores para determinar la calidad de la vegetación riparia 27

Cuadro 3. Parámetro biofísico de las microcuencas Carmen y Mónica. 31

Cuadro 4. Macroinvertebrados bentónicos clasificados taxonómicamente 38

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Curvas hipsométricas Fuente: (UNAM, 1998) **4**

Figura 2. Ephemeroptera, Baetidae, Baetis sp. Fuente (Vogel, 2008) **12**

Figura 3. Perlidae, Anacroneuria. Fuente (Ladrera - Fernández, 2012)..... **12**

Figura 4. Trichoptera, Hydropsychidae. Fuente (Ladrera - Fernández, 2012)..... **13**

Figura 5. Coleóptero adulto. Elmidae. Fuente (Seth Bybee, 2015)..... **14**

Figura 6. Larva de la familia Blephariceridae (orden díptero). Fuente (Ladrera - Fernández, 2012)..... **15**

Figura 7. Vista dorsal de una libélula adulta de la familia Libellulidae. Fuente (Seth Bybee, 2015) 15

Figura 8. Ubicación de las Áreas de estudio. Fuente Proyecto Re-Bio (2013). 20

Figura 9. Flujograma mapa de vegetación de las microcuencas evaluadas 21

Figura 10. Procedimiento del mapa de suelos de las microcuencas evaluadas 22

Figura 11. Proceso de obtención de variables climáticas de las microcuencas evaluadas 22

Figura 12. Sitios de Muestreo: a) microcuenca Mónica y b) microcuenca El Carmen 1 24

Figura 13. Toma de muestras de macroinvertebrados en Microcuencas Mónica (a) y El Carmen (b) 25

Figura 14. Materiales de identificación y muestras identificadas de macroinvertebrados. 25

Figura 15. Análisis y procesamiento de muestras en laboratorio de Fisiología Vegetal de la (UNL). 27

Figura 16. Curva hipsométrica correspondiente a la microcuenca El Carmen 1 y Mónica 33

Figura17. Frecuencias de altitud de la microcuenca El Carmen 1 y Mónica 33

Figura 18. Mapa de cobertura vegetal de la Microcuenca El Carmen 1(referencia)..... 34

Figura19. Mapa de cobertura vegetal de la microcuenca Mónica (intervenida) 34

Figura 20. Orden de suelo de la Microcuenca Mónica..... 36

Figura 21. Orden del suelo de la microcuenca El Carmen 1. 36

Figura 22. Isotermas de microcuencas El Carmen 1 (referencia) y Mónica (intervenida) 37

Figura 23. Isoyetas de las microcuencas El Carmen 1 (a) y Mónica (b)..... 37

Figura 24. Número de individuos de grupo funcional por m^2 en las zonas de interés. . 39

Figura 25. Grupos funcionales de macroinvertebrados clasificados de acuerdo al tipo de sustrato. 40

Figura 26. Preferencia de hábitat de macroinvertebrados por m^2 en los tramos de estudio..... 42

Figura 27. Materia orgánica muestreada por estratos en las zonas evaluadas..... 44

Figura 28. Evaluación de la vegetación riparia de las zonas de interés 44

Figura 29. Total de macroinvertebrados categorizados de acuerdo a su grupo funcional en las zonas evaluadas. 45

INDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. Cota y área de la microcuenca El Carmen 65

ANEXO 2. Cota y área de la microcuenca Mónica 65

ANEXO 3. Pendiente media del cauce principal de la microcuenca El Carmen..... 66

ANEXO 4. Cotas max- min y rango altitudinal de la microcuenca El Carmen..... 66

ANEXO 5. Longitud de la red Hídrica de la microcuenca El Carmen 66

ANEXO 6. Zona alta, media y baja de la microcuenca el Carmen..... 66

ANEXO 7. Zona alta, media y baja de la microcuenca Mónica 66

ANEXO 8. Cobertura vegetal presentes en la microcuenca El Carmen 67

ANEXO 9. Cobertura vegetal presentes en la microcuenca Mónica 67

“CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN ARROYOS DE MICROCUENCAS INTERVENIDAS Y DE REFERENCIA DEL CANTÓN LOJA”

RESUMÉN

Los sistemas dulceacuícolas son uno de los recursos naturales más importantes para la vida. A pesar de su importancia, estos ecosistemas han sufrido grandes impactos causados por las actividades humanas, los cuales afectan directamente la biota acuática y la calidad de las fuentes hídricas. Considerando el valor de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad del agua, y la escasa información sobre macroinvertebrados bentónicos en Ecuador; el objetivo de este estudio fue caracterizar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, mediante la evaluación de su significancia ecológica, donde se caracterizó la morfometría de las microcuencas, riqueza, abundancia y diversidad de estos organismos en arroyos de dos microcuencas prioritarias del cantón Loja, El Carmen 1 (referencia) y Mónica (intervenida), así mismo se relacionó los macroinvertebrados con la materia orgánica y la vegetación riparia.

Se seleccionaron cuatro tramos de 100m, donde en total se reportan 14 familias como Baetidae, Perlidae, Blepharicera, Leptoceridae y Noelmis. El índice de dominancia de Simpson fue alto para las microcuencas, el índice de Shanon presentó equidad media con respecto a los grupos funcionales, mientras que el índice de Margalef, expreso mayor riqueza específica en El Carmen 1.Los grupos funcionales raspadores seguidos de los colectores-recolectores fueron dominantes en los tramos evaluados, la materia orgánica de la microcuenca El Carmen 1 presentó menores proporciones de materia orgánica a nivel de las dos microcuencas y la vegetación riparia presentó condiciones favorables de conservación en la microcuenca El Carmen 1.

Palabras Claves: macroinvertebrados bentónicos, índice de diversidad, grupos funcionales, vegetación de ribera, materia orgánica, microcuenca intervenida y de referencia.

ABSTRACT

The freshwater systems are one of the most important natural resources for life. Despite its importance, these ecosystems have undergone major impacts caused by human activities, which directly affect aquatic biota and the quality of the water sources. Considering the value of the aquatic macroinvertebrates as bioindicators of water quality, and the scant information on benthic macroinvertebrates in Ecuador; the aim of this study was to characterize the communities of benthic macroinvertebrates, through the assessment of its ecological significance, where was characterized the morphometry of the micro-watersheds,richness, abundance and diversity of these organisms in streams of two micro-watersheds of priority of the Canton Loja, El Carmen 1 (reference) and Monica (intervened), it is also related the macroinvertebrates organic matter and the riparian vegetation.

Four selected stretches of 100m, where in total 14 families are reported as Baetidae, Perlidae, Blepharicera, Leptoceridae and Noelmis. The index of dominance of Simpson was high for the micro-watersheds, the Shannon index presented equity media with regard to the functional groups, while the index of Margalef, express the greatest wealth of specific to El Carmen 1.Functional groups scrapers followed by the collector-gatherers were dominant in the evaluated periods, the organic matter of the microwatershed El Carmen 1 presented lower proportions of organic matter at the level of the two micro-watersheds and the riparian vegetation presented favorable conditions of conservation in the micro-watershed El Carmen 1

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente a nivel mundial existe un creciente interés en preservar los ecosistemas fluviales pese a ello, en Latinoamérica se presenta una constante degradación de estos ecosistemas por el aumento de la explotación del recurso y la contaminación de las aguas (Acosta, Ríos, Rieradevall, & Prat, 2009), acompañado del crecimiento demográfico y el desarrollo industrial que están ejerciendo grandes presiones en estos ecosistemas acuáticos (Villamarín,2008), creando conflictos dramáticos entre la explotación y la preservación de estos ecosistemas (Prat, Ríos, Acosta, & Rieradevall 2006).

La Directiva Marco del agua (DMA), considera la crucial importancia de los análisis biológicos, por lo cual demanda su utilización para valorar el estado ecológico de los sistemas fluviales, resaltando la importancia del estudio de las comunidades acuáticas donde los macroinvertebrados bentónicos son de los grupos más recurrentes en este tipo de aproximación (Carvacho, 2012).

En América Latina los macroinvertebrados (insectos, decápodos, etc.) son uno de los grupos más diversos dentro de los ambientes de agua dulce, alcanzando su máxima diversidad dentro del gradiente latitudinal comprendido por esta región y por ende han sido el foco de gran cantidad de estudios, la revista Freshwater Sciences ha publicado 4 compendios sobre la estructura y función de las comunidades en ríos tropicales, incluyendo la formulación de teorías de distribución de estos organismos (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014) A pesar de ello, los vacíos de información son evidentes, siendo uno de los principales obstáculos para el manejo y conservación de los recursos hídricos (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014), contando con estudios puntuales realizados en Venezuela, Colombia, México, Ecuador, Bolivia, Argentina y Chile y en algunos casos, como en Colombia y Argentina, se cuenta con adaptaciones de índices biológicos propios, aunque aún es común el uso de índices desarrollados para zonas temperadas (Arroyo & Encalada, 2000)

En Ecuador, aún tenemos un entendimiento incipiente sobre la importancia de estos ecosistemas acuáticos y, por tanto, la actual legislación regula a estos cuerpos de agua sólo desde el punto de vista de la demanda (como recursos) y no como ecosistemas (Encalada, 2010) por ende existe poca información relacionada a índices biológicos,

taxonomía y metodologías apropiadas para el estudio de fauna bentónica. Los macroinvertebrados bentónicos han sido reconocidos como potenciales indicadores de la calidad biológica de los sistemas acuáticos fluviales por su amplia distribución y diversidad que permite adaptarse a características muy definidas de calidad de agua capaces de integrar información temporal y varios tipos de perturbaciones y contaminantes, reflejando el efecto integrado de todas las variables ambientales (Carvacho, 2012).

Las cuencas hidrográficas, día a día muestran severos impactos asociados en parte al cambio climático, variabilidad climática y al uso inapropiado de los recursos naturales de parte del ser humano. Por consiguiente, es importante conocer el estado de conservación de las mismas (Faustino, 2014), ya que tienen una importancia estratégica tanto para la biodiversidad del planeta como para la sociedad, y su adecuada gestión exige analizar de forma detallada y precisa su estructura y funcionamiento (Elosegi & Sabater, 2009)

En este contexto, se ha despertado un enorme interés en caracterizar macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos que cuentan con ventajas como la presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, posibilitando realizar estudios comparativos debido a la presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, su naturaleza sedentaria es la que permite un análisis espacial de los efectos de las perturbaciones en el ambiente. Los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras, son realizados con equipos simples y de bajo costo, la disponibilidad de métodos e índices para el análisis de datos han sido validados en diferentes ríos del mundo que permiten identificar los cambios ocasionados en un rio o cuenca hidrográfica (Figueroa, Valdovinos, Araya, & Parra, 2003). Sobre esta base se plantea caracterizar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en microcuencas intervenidas y de referencia vulnerables al cambio climático del cantón Loja, mediante la evaluación de su significancia ecológica. Los objetivos específicos propuestos para desarrollar eficazmente la presente investigación son los siguientes:

- ✓ Caracterizar parámetros biofísicos en el área de estudio.
- ✓ Caracterizar taxonómica y funcionalmente las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la zona de estudio.
- ✓ Evaluar la influencia de la vegetación riparia y de la materia orgánica bentónica sobre la comunidad de macroinvertebrados.

2. REVISIÓN DE LA LITERATURA

2.1 IMPORTANCIA DE LAS CUENCAS HIDROGRÁFICAS

Las cuencas hidrográficas son territorios definidos naturalmente donde todos los procesos socioecológicos están íntimamente ligados entre sí (Cotler, Galindo Alcantar, González Mora, Pineda López, & Ríos Patrón, 2013), acompañados de ecosistemas montañosos particularmente frágiles ,por lo que, el manejo del agua y la protección de las cuencas tiene una enorme importancia (Llambí & Lindemann, 2003).

Una de las mayores necesidades dentro del desarrollo mundial, constituye el recurso hídrico, cuya cantidad y calidad cada día se ven más amenazadas por las deficientes e inapropiadas políticas públicas y privadas de manejo y aprovechamiento (Burneo, 2008). Pese a ello en los últimos años, las deliberaciones internacionales sobre la reducción de la pobreza y el desarrollo sostenible han suscitado un alto nivel de apoyo político al manejo de las cuencas hidrográficas como asunto de interés mundial. Es así como en la Asamblea General de la Organización de los Estados Americanos (OEA) en junio del 2007, se aprobaron dos importantes resoluciones que resaltan la relevancia del manejo de los recursos hídricos en términos de salud, derechos humanos y desarrollo sostenible (Goldberg, 2007).

2.2 IMPORTANCIA DE LOS PARÁMETROS MORFOMÉTRICOS EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS

Todas las especies tienen requerimientos físicos, químicos, de estructura del hábitat y de relaciones con otras especies (Bott, 2014); es decir, la forma de composición y diversidad de la fauna bentónica puede mostrar una gran variabilidad en condiciones naturales. Esto dependerá de las características físicas, climáticas y geomorfológicas en las cuales residen (Carvacho Aránguiz, 2012), donde la morfometría de cuencas permite establecer parámetros de evaluación del funcionamiento del sistema hidrológico de una región (Fuentes, 2004a).

Una de las herramientas más importantes en el análisis hídrico es la morfometría de cuencas ya que, permite establecer parámetros de evaluación del funcionamiento del sistema hidrológico de una región (Fuentes, 2004b) permitiendo la comprensión e interpretación de su comportamiento morfométrico, hidrológico, y permite establecer

relaciones y comparaciones de datos hidrológicos conocidos, y pueden determinarse indirectamente valores hidrológicos en secciones de interés práctico donde falten datos o donde por razones de índole fisiográfica o económica no sea factible la instalación de estaciones hidrométricas. Incluye también el análisis y comprensión de elementos geométricos básicos del sistema, ante la presencia de externalidades (precipitaciones extremas) (Domínguez & Gómez-tagle, 2007). Los parámetros generales (área, longitud, perímetro, ancho y desnivel altitudinal) de una cuenca constituyen la información mínima que se debe conocer para forma una primera idea de la naturaleza y comportamiento de una cuenca (Villegas, 2013).

Algunos parámetros importantes que se consideran son el perímetro de la cuenca o la longitud de la línea de divorcio de la hoya es un parámetro importante, pues en conexión con el área nos puede decir algo sobre la forma de la cuenca (Anaya Fernandez, 2012). La curva hipsométrica (Strahler 1952), que permite conocer la distribución de masa en la cuenca desde la cota más alta a la más baja, como se indica en la figura 1. Esta curva representa la relación entre el área y la altitud de la cuenca, refleja características del ciclo erosivo y el tipo de cuenca, asociada con las edades de los ríos. La curva hipsométrica puede modificarse en función de la altura y ello permite estimar el estado de equilibrio de la cuenca, bajo la hipótesis de que esta función relaciona altitud con área, por lo tanto, cambia con el tiempo a medida que la cuenca sufre denudación. (Delgadillo & Moreno, 2010).

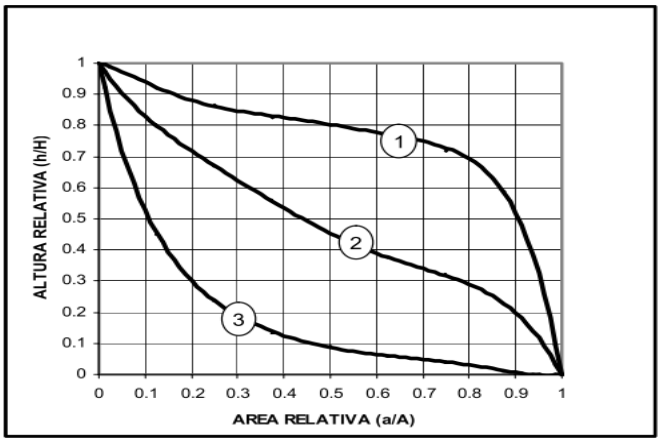


Figura 1. Curvas hipsométricas: 1) curva hipsométrica en etapa de desequilibrio, es una cuenca geológicamente joven 2) curva hipsométrica en etapa de equilibrio, por lo que se trata de una cuenca geológicamente madura; y 3) Cuenca erosionada.

Fuente: UNAM, (1998).

Se obtiene colocando en las ordenadas los valores correspondientes a las diferentes alturas de la cuenca referidos a la máxima de la misma y, en las abscisas, los valores de área que se encuentran por encima de las alturas correspondientes, referidos al área total de la cuenca (Racca, 2007). Otra de las propiedades de la cuenca es la pendiente donde las cuencas de elevadas pendientes tienen escorrentías veloces, por tanto, sus histogramas tienden a responder más rápidamente a la precipitación, incrementando los caudales pico (González, 2004).

Otro parámetro importante es el coeficiente de compacidad, es el parámetro más habitual para estimar la forma de la cuenca, que es la relación entre el perímetro de la cuenca y el perímetro de un círculo de igual área (Fernández, 2010). Este parámetro permite identificar la forma de la cuenca que desde un punto de vista hidráulico influye en el escurrimiento superficial de un cauce, principalmente en época de avenidas cuando se presentan precipitaciones muy grandes (UNAM, 1998), de la misma forma este autor menciona que la elevación media de una cuenca tiene una influencia determinante en el régimen hidrológico, puesto que también la tiene sobre las precipitaciones que alimentan al ciclo hidrológico de la misma.

Tabla 1. Clases de compacidad

Rangos de Kc	Clases de compacidad
1, 00-1, 25	Redonda a oval redonda
1,25 -1,50	De oval redonda a oval oblonga
1,50 – 1,75	De oval oblonga a rectangular oblonga
➢ 1,75	Muy alargada

Fuente: Adaptada de Fernández, (2010) y Fuentes (2004).

La red de drenaje conceptualizado como un sistema jerarquizado de cauces, desde los pequeños surcos hasta los ríos, que confluyen unos en otros configurando un colector principal de toda una cuenca su función es el transporte de materia y energía. Otros parámetros como la morfología de la red, la densidad de drenaje y los órdenes jerárquicos alcanzados son fundamentales y dependen de los caracteres geomorfológicos y bióticos del sistema (González, 2004).

La densidad de drenaje mide la longitud acumulada de los cauces de la cuenca por unidad de área, mientras que el orden de la cuenca depende de la escala del mapa utilizado (Udelar, 2010). Bajas densidades de drenaje se encuentran en regiones de rocas resistentes o de suelos muy permeables con vegetación densa y donde el relieve es débil. En cambio, altas densidades de drenaje se encuentran en áreas de rocas débiles o de suelos impermeables, vegetación escasa y relieve montañoso, indica mayor estructuración de la red fluvial, o bien que existe mayor potencial de erosión (Anaya, 2012; Fuentes, 2004; Ibáñez et al., 2010b; Villegas, 2013). En la Tabla 2 se muestran los rangos para la densidad de drenaje

Tabla 2. Clases de densidad de drenaje

Rangos de densidad	Clases
0,1- 1,8	Baja
1,9- 3,6	Moderada
3, 7 -5,6	Alta

Fuente: Fuentes (2004).

La pendiente media del cauce principal, se relaciona con las características hidráulicas del escurrimiento, en particular con la velocidad de propagación de las ondas de avenida y con la capacidad para el transporte de sedimentos (Guerrero, 2002). En general, la pendiente de un tramo de río se considera como el desnivel entre los extremos del tramo, dividido por la longitud horizontal de dicho tramo, de manera que propone la siguiente relación (Villegas, 2013) La pendiente de la cuenca, es un parámetro muy importante en el estudio de toda la cuenca, tiene una relación importante y compleja con la infiltración del suelo, y la contribución del agua subterránea a la escorrentía. Es uno de los factores que controla el tiempo de escurrimiento y concentración de la lluvia en los canales de drenaje, y tiene una importancia directa en relación a las crecidas (Anaya Fernandez, 2012).

Mientras que el tiempo de concentración se define como el tiempo mínimo necesario para que todos los puntos de una cuenca estén aportando agua de escorrentía de forma simultánea al punto de salida, punto de desagüe o punto de cierre. Está determinado por el tiempo que tarda en llegar a la salida de la cuenca el agua que procede del punto hidrológicamente más alejado, y representa el momento a partir del cual el caudal de escorrentía es constante, al tiempo que máximo; el punto hidrológicamente más alejado

es aquél desde el que el agua de escorrentía emplea más tiempo en llegar a la salida (Fernández, 2010).

El tiempo de concentración (tc), o tiempo mínimo necesario para que toda la cuenca esté aportando agua al punto de salida, es un parámetro característico de cada cuenca y depende de los siguientes factores: 1) del tamaño de la cuenca: a mayor tamaño mayor tc, 2) de la topografía: a mayor accidentalidad o pendiente, menor tc, 3) de la forma, a igualdad de otros factores, las cuencas alargadas presentan menores tc que las cuencas redondeadas (Ibáñez et al., 2010a).

2.3 LA CALIDAD ECOLÓGICA DE LOS RÍOS

Al utilizar el término calidad ecológica de un río es hablar de su salud o funcionamiento como ecosistema. La calidad ecológica es una medida integral del estado en el que se encuentra el ecosistema e incluye la evaluación tanto de los alrededores del río como del ambiente acuático. En otras palabras, es un diagnóstico que integra información sobre el bosque de ribera, áreas adyacentes, canal, lecho del río (características hidromorfológicas), y los organismos que los habitan (peces, macroinvertebrados, algas, o bacterias) (Bott, 2014). La diversidad de ríos a nivel mundial es enorme y los estudios de procesos ecológicos, biogeoquímicos, hidrológicos y geomorfológicos han proporcionado un marco unificador de las características estructurales y funcionales, que nos presentan de forma más ordenada la estructura y funcionamiento de los ríos (Rios, 2008).

2.4 IMPORTANCIA DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LA EVALUACIÓN DE ECOSISTEMAS FLUVIALES

Mediante el término de macroinvertebrados bentónicos se identifica a cualquier animal no vertebrado que cuentan con un tamaño superior a 500 um y que además mantiene una relación directa con el lecho acuático al menos durante alguna etapa de su ciclo de vida (Hauer y Resh, 2006).

Los macroinvertebrados bentónicos son considerados un eslabón importante en la cadena trófica, especialmente para peces, un alto número de invertebrados se alimentan de algas y bacterias, las cuales se encuentran en la parte baja de la cadena alimentaria. Algunos

deshacen hojas y se las comen mientras otros comen materia orgánica presente en el agua debido a la abundancia de macroinvertebrados bénticos, jugando un papel crítico en el flujo natural de energía y nutrientes. Son una fuente de energía para animales más grandes, y al morir se descomponen dejando atrás nutrientes que son aprovechados por plantas acuáticas y otros organismos que pertenecen a la cadena trófica (Álvarez y Pérez, 2007).

Los macroinvertebrados bentónicos son un grupo variado, fáciles de ver sin la necesidad de un microscopio, utilizados para el biomonitoreo por la sensibilidad a cambios externos que afectan la composición de sus poblaciones (Álvarez y Pérez, 2007). Los estudios enfocan su atención en los cambios de los patrones de riqueza y abundancia de especies como una manera de evaluar el impacto de los diferentes tipos de perturbaciones ambientales sobre las comunidades lóticas. La premisa ecológica que soporta el uso de la diversidad para cuantificar el grado de deterioro de los ríos establece que la estabilidad de una comunidad incrementa con su complejidad, es así como en los años 60 se inicia una nueva etapa en la historia de los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Segnini, 2001).

Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos han sido estudiadas en el contexto de la funcionalidad de los ecosistemas fluviales debido a su elevada biodiversidad ya que permiten elaborar, desarrollar y testear diferentes modelos ecológicos sobre las interacciones entre las comunidades biológicas y las características ambientales que dominan el medio (Álvarez, 2011). En las últimas décadas, el estudio de macroinvertebrados bentónicos ha incrementado como organismos bioindicadores dentro del proceso de la evaluación de la calidad del medio fluvial, ya que mediante el análisis de la composición taxonómica y la estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se pueden llegar a determinar el grado de afectación producido por diversas perturbaciones antrópicas (Álvarez, 2009). Estas comunidades bentónicas cambian a través del tiempo y del espacio, en gran parte por la influencia de factores ambientales que incluyen las descargas, sustrato, sustancias disueltas, turbidez, vegetación de ribera, uso del suelo, temperatura, altitud, latitud, orden de corriente, profundidad, alcalinidad, pH, nitrito – nitratos – nitrógeno. Estas amplias gamas de factores condicionan a todos los sistemas y provocan grandes diferencias entre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (Betancourth, 2007).

2.5 INCIDENCIA DE LAS CARACTERÍSTICAS TAXONÓMICAS Y GRUPOS FUNCIONALES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LOS ÍNDICES BIÓTICOS

Hoy en día es imprescindible para un adecuado control y conservación de un ecosistema, "un especialista del agua (ecólogo acuático), que al igual que un especialista clínico, conozcan los métodos y los equipos que le permitan hacer una evaluación más certera del cuerpo en estudio" (Roldán, 1996).

No todos los organismos acuáticos podrán ser usados como bioindicadores, ya que las adaptaciones evolutivas a diferentes condiciones ambientales y, por tanto, los diferentes límites de tolerancia a las fluctuaciones del medio hacen que algunos grupos sean sensibles a pequeñas variaciones y consecuentemente indicadores válidos de las variaciones en la calidad del medio (Ephemeroptera, Plecóptera, Trichoptera), mientras que otros organismos son más tolerantes (Chironómidae, Oligoquetos), y por lo tanto son característicos de aguas contaminadas (Roldán, 1999).

Para estudiar la variabilidad espacial de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos es esencial realizar una clasificación adecuada de los ecosistemas fluviales. Mediante esta clasificación se obtienen agrupaciones, denominadas clases o tipologías, dentro de las cuales se puede asumir que las comunidades de macroinvertebrados bentónicos muestran una estructura y composición similar, para posteriormente comparar las comunidades de una determinada masa de agua, y realizar una valoración con las comunidades de referencia características de su misma clase o tipo (Álvarez, 2009).

El alimento de los animales de agua dulce se puede originar dentro del ecosistema acuático (autóctono) o venir del terrestre (alistano). Los herbívoros y carnívoros se alimentan de organismos vivos, mientras que los detritívoros se alimentan de materia orgánica en descomposición (detritus, y dentro de estas categorías se puede distinguir varios grupos funcionales, de acuerdo a su comportamiento alimenticio. Es importante notar que el comportamiento alimenticio puede cambiar a través del ciclo de vida del animal y que algunos animales ingieren diversos tipos de alimento (son omnívoros) (Hanson, Springer, & Ramirez, 2010).

Los macroinvertebrados acuáticos fueron clasificados en grupos tróficos (raspadores, trituradores, predadores, colectores). Los raspadores son animales adaptados para raspar materiales adheridos a material mineral o a otro sustrato (Arroyo, 2007) se alimentan de algas y organismos vegetales y animales que se adhieren a los tallos y hojas de plantas con raíces fijas en los fondos de los ríos y microbios adheridos a las rocas u otros sustratos. Poseen un aparato bucal ligeramente modificado que les permite raspar únicamente la capa biológica viva que recubre los micrófitos y las piedras; ejemplos incluyen: Heptagenidae Glossosomatidae, Trichoptera, y caracoles (Alvarado & Barreno, 2010; Hanson et al., 2010) y algunas Ephemeropteras, como la familia baetidae se alimentan aparentemente como raspadores del biofilm (Vogel, 2008).

Los trituradores son organismos que se alimentan principalmente de madera, material vegetal vivo o en descomposición (Arroyo, 2007), es decir de hongos y bacterias que colonizan la superficie de las hojas y cochinillas acuáticas, son miembros importantes de este grupo (Álvarez, 2011) Se alimentan externamente o internamente de minadores de tallos u hojas (p.ej. algunos Chironómidae), o pueden alimentarse de raíces enterradas en los sedimentos (p.ej. Coleóptera: Curculionidae). Hay muy pocos herbívoros que no son fragmentadores, son menos especializados y se alimentan de algas microscópicas que por lo general seleccionan su alimento con base a su tamaño y disponibilidad (Hanson et al., 2010). Los trituradores tienen el potencial de desarrollar la descomposición en ríos, ya que incorporan algunos nutrientes en la producción secundaria, aceleran la fragmentación de hojarasca, y producen materia fecal abundante. No obstante, existen reportes contradictorios sobre qué grupo (macroinvertebrados o hifomicetes acuáticos) aporta más a la descomposición (Pontón, 2012).

De la misma forma se mencionan a los colectores-recolectores, que se alimentan de partículas finas de materia orgánica, menores de un milímetro de diámetro depositadas en el agua (Hanson et al., 2010). Diversos estudios han demostrado que en arroyos afectados por la contaminación orgánica e inorgánica, con alto grado de impacto antropogénico, los colectores- recolectores estuvieron ampliamente representados (Ambrosio, 2014).Kerans y Karr (1994), mencionan que el incremento del impacto humano aumenta la proporción de colectores-recolectores, y Rivera (2011) indica que existe una relación positiva entre la biomasa de los colectores-recolectores con el oxígeno disuelto.

También se incluyen los colectores-filtradores, son macroinvertebrados con adaptaciones anatómicas especiales u órganos secretores de seda o sustancias similares que actúan como tamiz para remover partículas de materia orgánica que se encuentra en suspensión (Arroyo, 2007; Hanson et al., 2010), estos incluyen animales que utilizan estructuras especializadas del cuerpo como cepillos bucales en Simulidae, patas con brochas de setas en algunas Ephemeroptera y Trichoptera (Hanson et al., 2010).Otra de las especies más abundantes están la familia Hydropsychidae que son filtradoras de materia orgánica fina en suspensión, las cuales construyen redes finas en la corriente para filtrar el agua.

Otro grupo funcional son los predadores, estos animales se alimentan de tejido animal, la mayoría mastican la presa, pero algunos le inyectan enzimas y succionan su contenido (chinches; larvas de los coleópteros Gyrinidae y Dytiscidae; ninfas y adultos de ácaros). A menudo los depredadores poseen adaptaciones morfológicas para capturar la presa, por ejemplo, las patas raptoriales en chinches y el labio extensible en Odonata Algunos filtradores son depredadores cuando se alimentan de animales planctónicos (zooplancton).

Los principales órdenes de macroinvertebrados son los siguientes:

2.5.1 Ephemeroptera

Reciben este nombre debido a su vida efímera que llevan como adultos, algunos pueden vivir en este estado sólo cinco minutos, pero la mayoría viven entre tres o cuatro días durante este tiempo alcanzan la madurez sexual y se reproducen. Los huevos los depositan generalmente en la superficie del agua, mientras que la respiración la realizan a través de agallas generalmente abdominales, viven por lo regular en aguas corrientes, limpias y bien oxigenadas, sólo algunas especies pueden vivir a cierto grado de contaminación. En general se consideran indicadores de buena calidad de agua. Las ninfas son prácticamente herbívoras y se alimentan de algas y tejidos de plantas acuáticas, los ephemeroptera son prácticamente cosmopolitas (Roldán, 1988). La familia baetidae (figura 2) es la más frecuente de todas las efémeras. Existen géneros adaptados a vivir en ambientes y hábitats acuáticos muy diferentes. Son, en general buenos nadadores. Aunque existen especies muy sensibles a la contaminación, otras especies de esta familia son tolerantes a unos niveles moderados de contaminación orgánica (Oscoz, 2009).

Figura 2. Ephemeroptera, Baetidae, *Baetis sp*.
Fuente: Vogel, 2008.

2.5.2 Plecóptera

Constituyen un grupo pequeño y poco conocido, hasta ahora solo se conocen dos familias Gripopterygidae y Perlidae (figura 3). Las ninfas de los Plecóptera viven en aguas rápidas, bien oxigenadas debajo de piedras, troncos, ramas y hojas. Se ha observado en ciertos casos que son especialmente abundantes en riachuelos con fondo pedregoso, de corrientes rápidas y muy limpias situadas alrededor de los 2 000 m.s.n.m. Son, por tanto, indicadores de aguas muy limpias y oligotróficas. Los plecópteros son prácticamente cosmopolitas, los adultos son relativamente grandes y poseen largas antenas en la cabeza y largos cercos al final del abdomen. A pesar de tener 4 alas membranosas que en reposo se pliegan sobre el abdomen, son torpes voladores. Las ninfas se caracterizan por tener dos cercos al final del abdomen, y su desarrollo hasta el estado adulto puede tardar en algunas especies varios años. Son predadoras de otros artrópodos acuáticos o detritívoras (Oscoz, 2009).

Figura 3. Perlidae, Anacroneuria.
Fuente Ladrera - Fernández (2012)

2.5.3 Trichoptera

Los trichopteros (figura 4) son insectos que se caracterizan por hacer casas o refugios de formas variadas que construyen en su estado larval, los cuales sirven a menudo para su identificación, estos sirven por lo regular de protección y de movimiento en busca de oxígeno y alimento (Vogel, 2008). Los trichopteros son insectos que se caracterizan por hacer casas o refugios de formas variadas que construyen en su estado larval, los cuales sirven a menudo para su identificación, estos sirven por lo regular de protección y de movimiento en busca de oxígeno y alimento. La mayoría de los trichopteros viven en aguas corrientes, limpias y oxigenadas, debajo de piedras, troncos y material vegetal, algunas especies viven en aguas quietas y remansos de ríos y quebradas, en general son buenos indicadores de aguas oligotróficas.(Roldán, 1988) los Trichoptera juegan un papel importante, tanto en las cadenas alimentarias como el reciclaje de nutrientes. Debido a su gran diversidad y al hecho de que las larvas poseen distintos ámbitos de tolerancia según la familia o el género al que pertenecen, son muy útiles como bioindicadores de calidad de agua y la salud del ecosistema (Springer, 2006).

Figura 4. Trichoptera, Hydropsychidae.
Fuente Ladrera - Fernández (2012)

2.5.4 Coleóptera

Es uno de los más extensos y complejos, debido a que muchos de ellos son semiacuáticos, a veces es difícil de definirlos como acuáticos o terrestres, habitan en aguas continentales lóticas y lénticas. En las zonas lóticas los sustratos más representativos son troncos y hojas en descomposición, grava, piedras, arena y la vegetación sumergida y emergente. Las zonas más ricas son las aguas someras en donde la velocidad de la corriente no es fuerte, aguas limpias, con concentraciones de oxígeno alto y temperaturas medias. En los ecosistemas loticos, se encuentran principalmente en

las zonas ribereñas ya sea nadando libremente en la superficie o sobre la vegetación. La mayoría de las familias son cosmopolitas (Roldán, 1988).

Los coleópteros acuáticos adultos (figura 5) se caracterizan por poseer un cuerpo compacto. Las partes bucales se pueden observar fácilmente y según la forma de las mandíbulas se puede determinar su nicho ecológico. Las antenas son visibles y, por lo general, varían en forma y número de segmentos. El primer par de alas esta por lo general modificado en élitros, los cuales cubren dorsalmente el tórax y el abdomen de la mayoría de los coleópteros (Roldán, 1999). Los coleópteros acuáticos adultos se caracterizan por poseer un cuerpo compacto. Las partes bucales se pueden observar fácilmente y según la forma de las mandíbulas se puede determinar su nicho ecológico. Las antenas son visibles y, por lo general, varían en forma y numero de segmentos. El primer par de alas esta por lo general modificado en élitros, los cuales cubren dorsalmente el tórax y el abdomen de la mayoría de los coleópteros (Vogel, 2008)

Figura 5. Coleóptero adulto. Elmidae.

Fuente Seth Bybee,(2015)

2.5.5 Dípteros

Este orden, también conocido como moscas verdaderas, es uno de los más ampliamente distribuidos y con mayor diversidad, en el que muchas especies presentan larvas acuáticas como los mosquitos y tábanos, entre otros. Algunas especies están adaptadas a vivir en zonas con elevadas corrientes y concentraciones de oxígeno, mientras que otras son especies oportunistas, adaptadas a vivir en ecosistemas con ciertas perturbaciones e incluso en condiciones extremas, por lo que hay especies con requerimientos muy diferentes en cuanto a la calidad del agua, lo cual es usado frecuentemente como indicador de la misma (Ladrera - Fernández, 2012)

Figura 6. Larva de la familia Blephariceridae (orden díptero).
Fuente Ladrera - Fernández (2012)

2.5.6 Odonata

También llamados libélulas (figura 7), son insectos hemimetábolos cuyo periodo larval es acuático, empleando desde dos meses hasta tres años en su desarrollo hasta adultos de acuerdo con el tipo de especie y clima, en su estado de adultos viven desde pocos días hasta tres meses. Viven en pozos, pantanos, márgenes de lagos y corrientes lentas y poco profundos, por lo regular rodeados de abundante vegetación acuática sumergida o emergente. Viven en aguas limpias o ligeramente eutrofizadas. De cerca de 26 familias existentes siete no ocurren en el Neotrópico y cuatro son exclusivamente neotropicales. (Roldán, 1988).

Figura 7. Vista dorsal de una libélula adulta de la familia Libellulida
Fuente Seth Bybee, (2015)

El estudio de la diversidad ha proporcionado una serie de herramientas de medida cuya utilidad en el análisis de la biodiversidad es incuestionable, pero la medición de la biodiversidad es una tarea que posee una problemática propia y necesita herramientas nuevas capaces de medir la variación de atributos biológicos a una escala espacial en la

cual las interacciones ecológicas relacionadas con la diversidad tienen poca relevancia. Por ello, definir unidades bióticas por encima del nivel de especie y diseñar un plan de protección de la diversidad biológica basándonos exclusivamente en su presencia puede ser una aproximación preliminar rápida, pero una estrategia poco fiable (Moreno, 2001).

La riqueza específica, es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas. La forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que nos permita conocer el número total de especies (S) obtenido por un censo de la comunidad (Moreno, 2001). El índice de Margalef Transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra. Supone que hay una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos. (Magurran, 1998).

$$Dmg = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Donde:

S= número de especies

N=número total de individuos

Los índices basados en la dominancia son parámetros inversos al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad. Toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies.

El índice de Simpon manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Magurran, 1988; Peet, 1974). Algunos de los índices más reconocidos sobre diversidad se basan principalmente en el concepto de equidad. Como su valor es inverso a la equidad, la diversidad puede calcularse como 1 – λ (Lande, 1996).

Indice de Simpson:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde:

Pi: Abundancia proporcional de la especie1, es decir el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra

El índice de equidad de Shannon Wiener (H¨) expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran, 1988; Peet, 1974; Baev y Penev, 1995). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S (total de especies), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

Indice de Shannon -Wiener:

$$H^{\cdot\cdot} = -\sum p_{1\ lnP_1}$$

Sin ir a más detalle H normalmente toma valores entre 1 y 4.5. Valores encima de 3 son típicamente interpretados como "diversos". Por razones que no son tan obvias como el caso de Shannon-Wiener el máximo valor que puede tomar H, si la comunidad es completamente equitativa (H)=S (Colwell, 2004). Este índice refleja igualdad: mientras más uniforme es la distribución entre las especies que componen la comunidad, mayor es el valor. (Roldán 1988)

2.6 IMPORTANCIA DE LA MATERIA ORGÁNICA BENTÓNICA Y LA VEGETACIÓN RIPARIA EN LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

El lecho de los ríos está dominado frecuentemente por material fino orgánico utilizable por especies acuáticas heterótrofas, por lo que es altamente productivo. En ríos de cabecera, la principal fuente de energía y nutrientes es la materia orgánica alóctona en forma de hojarasca (Ríos, 2008), aunque las macrófitas y los troncos también pueden actuar como sustratos potencialmente estables para la colonización de invertebrados (Velásquez y Miserendino, 2003). Parte de esta energía es aprovechada por los

consumidores y otra es exportada río abajo por acción de la corriente, lo cual genera un vínculo trófico entre las comunidades de los ríos de cabecera y los tramos más bajos de los ríos, mediado por los descomponedores y detritívoros (Graca, 2001). En zonas más templadas, las interacciones entre las entradas de materia orgánica, los descomponedores, los detritívoros y los factores físicos han sido ampliamente estudiadas, pero estos estudios son escasas en regiones tropicales.

La capacidad de los ríos de retener estas entradas está relacionada a la morfología y heterogeneidad espacial del canal del rio (Lamberti et al 1989), y en general los ríos más angostos de fondo rugosos retiene más material (Mathooko et al, 2001). En situaciones de caudales altos, la capacidad retentiva disminuye y aumenta el movimiento y redistribución de la hojarasca en el fondo del rio.

Los estudios en zonas templadas han demostrado que la materia alóctona acumulada en el río puede ser usada por la comunidad de macroinvertebrados como refugio (Palmer, et al., 1996), o como recurso alimenticio por parte de los trituradores. Sin embargo, la importancia de la materia orgánica alóctona (hojarasca) como recurso alimenticio en los ríos tropicales de montaña es incierta, y probablemente ésta dependa de los recursos disponibles a nivel local, ya que al parecer los macroinvertebrados tropicales parecen tener hábitos alimenticios flexibles (Covich, 1988).

Se han realizado varios estudios en Ecuador sobre macroinvertebrados bentónicos en los ríos Guajalito, Palmeras y Brincador, los cuales cruzan a través del Bosque Protector Río Guajalito (Pichincha, Ecuador) e indican que las familias más representativas fueron Hydropsychidae, Chironómidae y Helicopsychidae.No existieron diferencias en la abundancia, riqueza y diversidad de macroinvertebrados entre estaciones cubiertas por vegetación y estaciones descubiertas (Arroyo, 2007).

En la ciudad de Loja se determinó la calidad de agua en tres ríos que atraviesan la ciudad (Malacatos, Zamora Huayco y Zamora), los resultados antes de llegar al casco urbano indicaron presencia de dominancia de las familias que no toleran contaminantes como: Perlidae, Baetidae, Leptophlebiidae; al contrario, en las partes bajas (luego del paso de la ciudad) se encuentran mayoritariamente familias tolerantes a la contaminación, como Tipulidae, Chironómidae, Thevidae entre otras.

3. METODOLOGÍA

3.1 UBICACIÓN

La investigación se realizó en dos microcuencas prioritarias del cantón Loja, (El Carmen 1 y Mónica), seleccionadas en base a información secundaria, siguiendo la metodología de cuencas pareadas propuesta en el proyecto "Bases ecológicas para la restauración de la biodiversidad y funcionalidad de ecosistemas degradados en la región Sur del Ecuador, ante potenciales cambios ambientales climáticos" de la UNL (Aguirre & Samaniego, 2014), esta metodología consiste en evaluar dos microcuencas seleccionadas bajo ciertos criterios (figura 8) para poder definir mediante análisis el tipo de relación que existe entre ellas que a continuación se puntualizan:

En las zonas de estudio se consideró los siguientes criterios: microcuencas con un área no superior a 10 km^2; suelo, condiciones geológicas, topografía y clima similares; rango altitudinal y número de orden similar; áreas de interés local (abastecimiento de agua); accesibilidad hacia la zona a evaluar; seguridad del área a evaluar; y la cobertura natural de las microcuencas (intervenida y de referencia).

Bajo este contexto, las zonas en donde se realizó la investigación son: El Carmen 1 (denominada así, porque el área evaluada está ubicada en la zona alta de la microcuenca El Carmen). La microcuenca El Carmen 1 (referencia), se encuentra ubicada en la provincia y cantón Loja, en el sector Este de la provincia de Loja y al Noroeste de la provincia de Zamora Chinchipe, geográficamente se ubica entre las coordenadas 79º 08'08" y 79º 11'26" de longitud Oeste; 03º 50'44" y 04º 03'49" de latitud Sur (Arteaga, et al 2014). En la microcuenca El Carmen 1 (referencia), se tomaron dos tramos de muestreo, el tramo uno (T1) ubicado dentro de la microcuenca El Carmen denominado como El Carmen 1 y el tramo dos (T2) adyacente a la microcuenca llamado Espumos.

Por otro lado, la Microcuenca Mónica (intervenida), se encuentra en el sector conocido como los "dos Puentes" en los tramos evaluados se verificó la presencia de ganado vacuno y práctica de minería artesanal, lo que se ratifica en Arteaga et., al (2014). De la misma forma en la microcuenca Mónica (intervenida), se identificaron los tramos T3 y T4, el tramo tres se ubica dentro de la Microcuenca Mónica y el tramo T4 corresponde a

Santaurco, ubicado adyacente a la microcuenca, estos sitios forman parte de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Podocarpus.

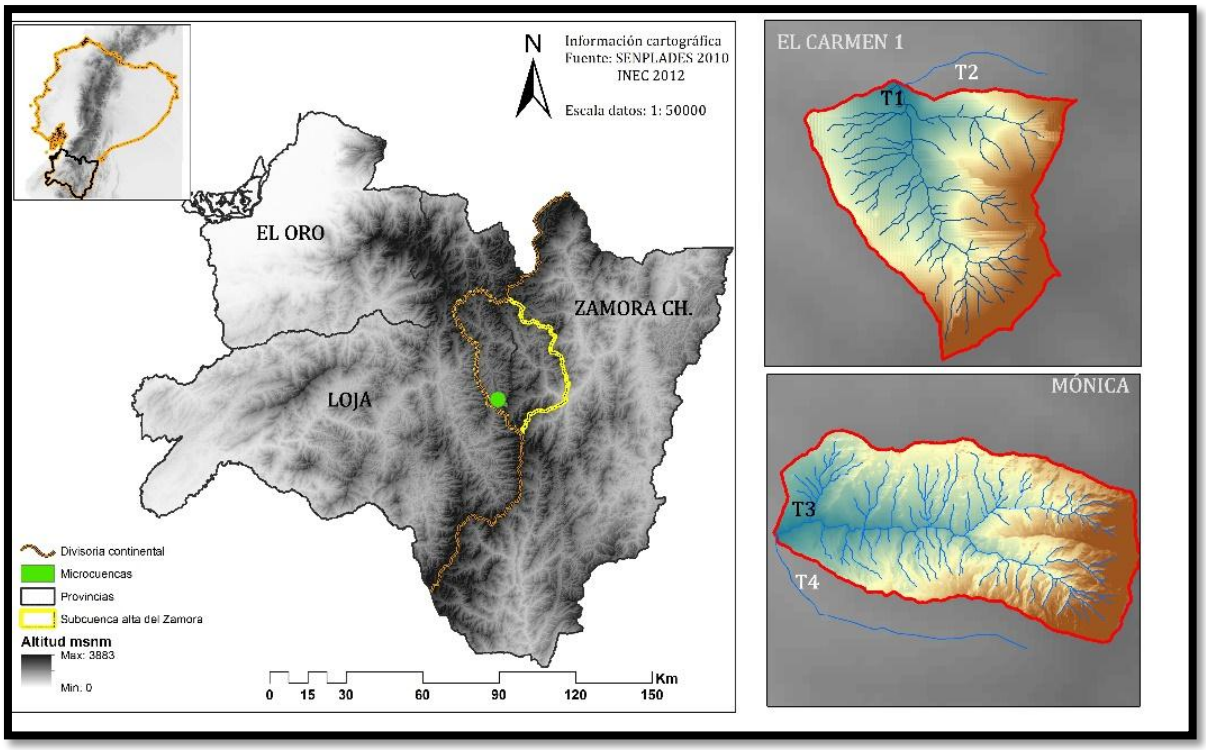


Figura 8. Ubicación de las Áreas de estudio
Fuente: Proyecto Re-Bio (2013).

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Los materiales y métodos empleados se detallan a continuación:

3.2.1 Materiales

- Computador
- Programa ArcGis 9.1.
- Capas temáticas
- Imágenes Satelitales
- Materiales de oficina
- Estereoscopio
- Lámpara
- Pinzas
- Congelador portátil
- Red súber
- 1/4 de metro armable
- Balanza de precisión
- Crisoles de porcelana
- Cubetas de papel de filtro
- Cubetas de plástico
- Desecador
- Estufa.
- Horno mufla.
- Microtubos de 2ml.
- Bolsas Ziploc
- Metanol 4%
- Etanol 70%
- Botes Plásticos (90 ml)
- Cajas Petri

3.2.2 Métodos

3.2.2.1 Diagnóstico biofísico del área de estudio

Para detallar la descripción de los parámetros biofísicos de suelo, vegetación y variables climáticas, se utilizó información secundaria que fue procesada en el programa ArcGis 9.1. La clasificación de las coberturas vegetales se la realizó mediante la digitalización a escala 1:3 000 en base a las ortofotos de alta resolución (30 cm), la categorización de la cobertura vegetal se la ha realizado en base a la leyenda temática de tipos de uso y cobertura de suelo, del proyecto "Mapa de Cobertura y Uso de la Tierra del Ecuador Continental 2013-2014 del MAGAP y MAE. (Anexo 10).

A continuación, se detallan los flujogramas que se realizó para el presente objetivo:

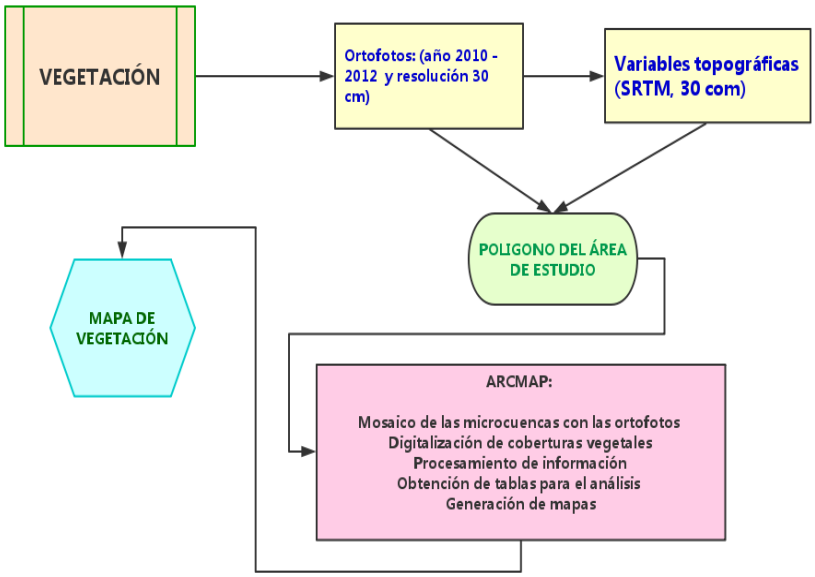


Figura 9. Flujograma mapa de vegetación de las microcuencas evaluadas

Fuente: Elaboración propia

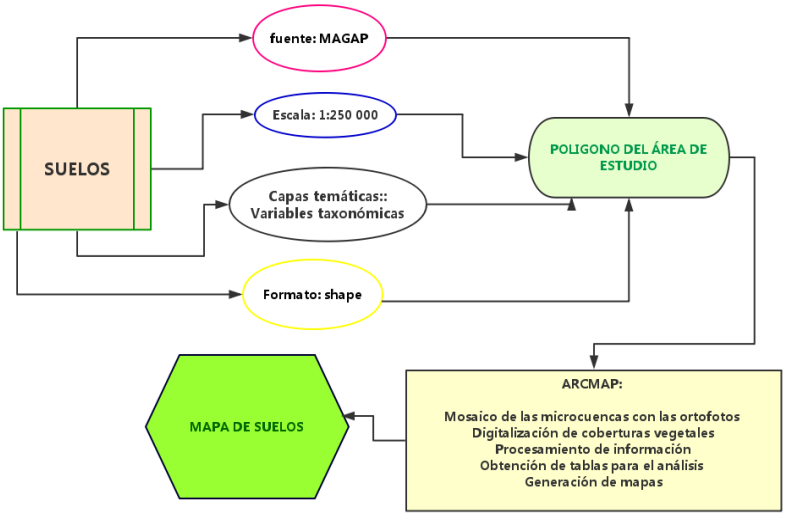


Figura 10. Procedimiento del mapa de suelos de las microcuencas evaluadas

Fuente: Elaboración propia

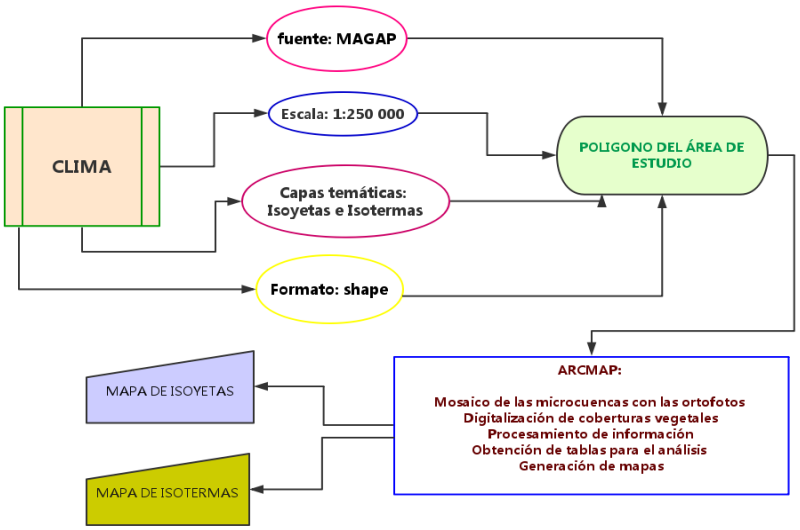


Figura 11. Proceso de obtención de variables climáticas de las microcuencas evaluadas

Fuente: Elaboración propia

3.2.2.2 Diagnóstico morfometrico del área de estudio

Para obtener los parámetros morfométricos de las dos microcuencas en estudio se procedió hacer uso del programa espacial (ArGis 9.1), al igual que los elementos biofísicos se utilizó información secundaria que en el cuadro 1 se detallan los parámetros morfométricos deducidos.

Cuadro 1. Parámetros morfométricos evaluados en las zonas de estudio.

PARÁMETRO	MÉTODO DE CALCULO	DESCRIPCIÓN	REFERENCIA
Área	Automático (Digitalización en SIG)	El Área de una cuenca es el tamaño de la superficie de cada cuenca en km^2. Es el plano proyectado.	……
Perímetro	Digitalización y poligonización en SIG	Informa sucintamente sobre la forma de la cuenca; para una misma superficie, los perímetros de mayor valor se corresponden con cuencas alargadas mientras que los de menor lo hacen con cuencas redondeadas.	……
Cota min- Max	Digitalización y poligonización en SIG		(Jardí, 1985)
Centroide X y Y	Digitalización y poligonización en SIG	Considerados como el punto central de la mima atendiendo exclusivamente a la forma del perímetro (P). Su localización viene dada por el valor medio de las coordenadas x, y, de la superficie de la cuenca	(Jardí, 1985)
Rango altitudinal	(DA=HM-Hm).	Es el valor de la diferencia entre la cota más alta de la cuenca y la más baja	…… …
Pendiente media de la cuenca	$PMC = 100\frac{\sum Li + E}{A}$ Li: Longitud de cada una de las curvas de nivel E: Equidistancia de las curvas de nivel A: Área	Es la media ponderada de las pendientes de todas las superficies elementales de la cuenca en las que la línea de máxima pendiente se mantiene constante; es un índice de la velocidad media de la escorrentía,	…… …
Altitud media de la cuenca	$Am = \frac{\sum_{1=1}^{n} A_{i*3_i}}{A_i}$ Am: Altitud media de la cuenca Ai: Área de cada franja ei: Promedio de las curvas de nivel que delimita cada franja At: Área total de la cuenca	Es la elevación promedia referida al nivel de la estación de aforo de la boca de la cuenca	…… …
Curva hipsométrica		La curva hipsométrica representa el área drenada variando con la altura de la superficie de la cuenca.	(Strahler 1952)
Coeficiente de Compacidad	$C = \frac{P}{2(\pi * A)^{\frac{1}{2}}}$	Compara el perímetro de la cuenca con la longitud o perímetro del circulo asociado	(Gravelius, 1914)
Longitud del Cauce principal	Lh (medición directa)	es la medida de dicho curso en toda su longitud, y se simboliza por	(Jardí, 1985)
Orden de Corrientes		Una corriente de primer orden es aquella que no tiene afluentes, una de segundo aquella donde se reúnen dos corrientes de primer orden, una de tercero donde confluyen dos de segundo orden y así sucesivamente	(Horton , 1945)
Pendinte media del cauce principal	$s = \frac{H}{L}$	El desnivel entre los extremos del tramo, dividido por la longitud horizontal de dicho tramo.	Taylor y Schwarz

Continuación.

PARÁMETRO	MÉTODO DE CALCULO	DESCRIPCIÓN	REFERENCIA
Pendiente media de la red hídrica	P= (A/S)*100	Es la relación que existe entre la altura ascendida y la distancia recorrida para ascenderla.	……
Densidad de drenaje	$D_d = \frac{L}{A}$	Este índice permite tener un mejor conocimiento de la complejidad y desarrollo del sistema de drenaje de la cuenca.	…….
Histograma de frecuencias		Es la representación de la superficie, en km2 o en porcentaje, comprendida entre dos cotas, siendo la marca de clase el promedio de las alturas.	……

3.2.2.3 Caracterización taxonómica y funcional de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la zona de estudio.

Para dar cumplimiento con este objetivo se realizó una adaptación del método AQEM (Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers) 2002, para la evaluación ecológica de las microcuencas en estudio, basado en Barbour et al. (1999) y en las normas oficiales para el muestreo de macroinvertebrados (ISO 1985). Se eligió tramos homogéneos y que sean representativos de las microcuencas a estudiar, como se indica en la figura 12.

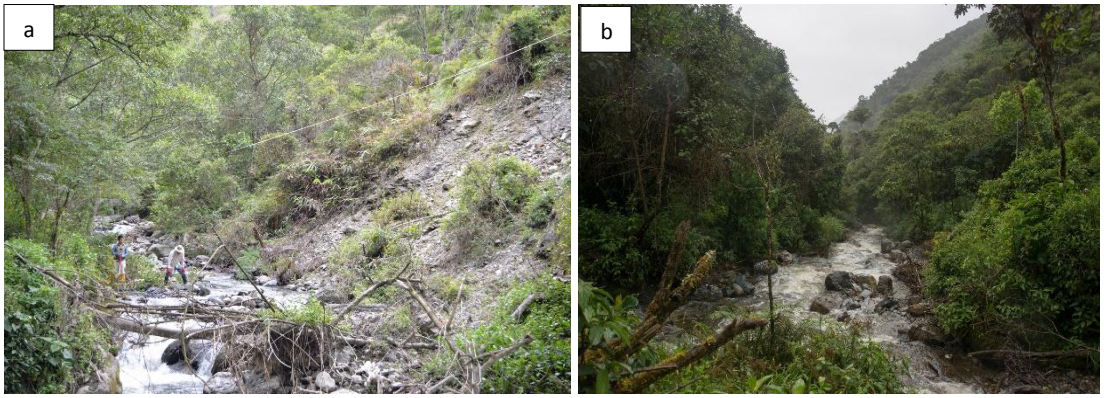


Figura 12. Sitios de Muestreo: a) microcuenca Mónica y b) microcuenca El Carmen 1

El muestreo se realizó en dos fases (época lluviosa y seca), en los cuatro tramos seleccionados que corresponden a la microcuenca Carmen 1 (El Carmen 1 y Espumos), y la microcuenca Mónica (Mónica y Santaurco). Cada fase cuenta con un número total de 40 muestras. Las muestras fueron extraídas en dos tipos de sustrato, grava y piedra, y fueron tomadas aleatoriamente.

Figura 13. Toma de muestras de macroinvertebrados en Microcuencas Mónica (a) y El Carmen (b)

La red de mano se colocó contracorriente (figura 13) y con el pie o la mano se limpió y removió todo el sustrato comprendido en el área determinada 0,5 m^2 x 0,5m^2 hasta una profundidad de 10-15 cm, asegurando que los animales y el sedimento fino liberados acabarán dentro de la red. Se consideró muestrear desde aguas abajo hacia arriba. Una vez extraída la muestra, se la colocó sobre la red de mano, y se lavó con abundante agua de río, eliminando en la medida de lo posible las piedras y otras partículas grandes. Posteriormente se introdujo la muestra en fundas Ziploc, y se fijó con formaldehído al 4%. Se las etiquetó con la fecha y lugar de la muestra.

En laboratorio se separó los animales, primero a simple vista utilizando pinzas y después mediante lupa binocular utilizando los aumentos necesarios, en frascos de 90 ml y de acuerdo al lugar de procedencia de la muestra.

Figura 14. Materiales de identificación y muestras identificadas de macroinvertebrados.

Con el uso del estereoscopio, pinzas y una caja Petri, se procedió a identificar cada individuo de las muestras colectadas, haciendo uso de claves taxonómicas. Cada individuo clasificado taxonómicamente se ubicó en un Microtubos de 2ml con alcohol al 70%. La identificación incluyó familia, género, especie y grupo taxonómico y el lugar de procedencia. Luego se realizó una base de datos en donde se incluyó todos los resultados obtenidos para su posterior análisis e interpretación y aplicación de índices de diversidad.

3.2.2.4 Evaluar la influencia de la vegetación riparia y la materia orgánica bentónica en la comunidad de macroinvertebrados.

Para determinar la cantidad de materia orgánica, se empleó la técnica descrita por (Elosegi et al. 2009). En cada perfil definido se tomaron siete muestras distribuidas mediante un muestreo estratificado: 4 en piedras y 3 en grava. En cada ocasión de muestreo, se colocó la red de mano junto al cuarto de metro cuadrado armable de forma que capten la mayor parte de materia orgánica bentónica. Se transfirió el material a una bolsa Ziploc y etiquetó, luego se trasladó las muestras al Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Nacional de Loja (UNL).

Se depositó cada muestra en una cubeta de plástico, se separó la materia orgánica bentónica en categorías, por ejemplo, hojas (pueden separarse a su vez en especies), ramitas, corteza, frutos, flores y material no identificado. Se colocó cada categoría en una cubeta de aluminio o de papel filtro previamente pesada. Se secó en la estufa a 70ºC durante 72 horas y enfrió en el desecador y pesó, obteniendo así su peso seco (PS). Luego se transfirió el material de cada cubeta a un crisol de porcelana previamente pesado. Para determinar el peso de las cenizas (PC) se introdujo los crisoles en el horno mufla y calcinó a 500ºC durante 4 horas, se enfrió en desecador y pesó, luego se calculó el peso seco libre de cenizas (PSLC), o fracción orgánica de cada componente de la materia orgánica, restando del peso seco (PS) el peso de las cenizas (PC). Finalmente se Sumó los valores de todos los componentes para determinar el PSLC total de cada muestra.

Figura 15. Análisis y procesamiento de muestras en laboratorio de Fisiología Vegetal de la (UNL).

La metodología para determinar la vegetación riparia, consistió en determinar la calidad de la vegetación a través de la observación directa en función de siete indicadores que se muestran en el cuadro 2, de acuerdo al índice RQI descrito por González (2006), que mediante observación directa evalúa los indicadores y determina el estado de la vegetación riparia en función de una ponderación entre 1 y 12, que a continuación se detallan

Cuadro 2. Indicadores para determinar la calidad de la vegetación riparia

- **Continuidad longitudinal de la vegetación riparia natural estrato arbóreo y arbustivo.**

Estado Óptimo			**Estado Bueno**			**Estado Regular**			**Estado malo**		
Más del 75% de la longitud del espacio riparia contiene vegetación arbórea o arbustiva asociada al río, formando un corredor denso.			La vegetación arbórea o arbustiva asociada al río aparece distribuida en bosquetes que cubren entre el 50 y el 75% de la longitud del espacio riparia, o cubre más del 75% de la longitud del espacio riparia, formando un corredor aclarado.			La vegetación arbórea y arbustiva asociada al río está reducida a pequeños bosquetes que suponen un recubrimiento entre el 25 y el 50% de la longitud del río.			La vegetación arbórea y arbustiva se refiere a pies aislados o pequeños agrupaciones de 1 a 3 individuos, en una ribera muy aclarada con menos del 25% de cobertura de vegetación leñosa; o no existe, permaneciendo solo las comunidades de herbáceas.		
12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

- **Dimensiones en anchura del espacio ripario con vegetación natural asociada al río (vegetación leñosa y helofitos)**

Óptimo			**Bueno**			**Regular**			**Malo**		
> 5m, o una hilera con vegetación densa (cobertura superior al 75%) asociada al río.			Al menos una hilera con vegetación abierta (cobertura entre el 75 y el 50%) asociada al río.			Al menos una hilera con vegetación dispersa (cobertura inferior al 50%) asociada al río.			Sin hilera de vegetación asociada al río.		
12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

- **Composición y estructura de la vegetación riparia**

Estado Óptimo			**Estado Bueno**			**Estado Regular**			**Estado Malo**		
En la orilla											
Bosques de galería cerrados o sotos arbustivos muy densos >2,5 m de altura, sin especies alóctonas, con sotobosques formado por varias especies de arbustos o dominado por herbáceas nemorales, con escasas zarzas (<30%). O vegetación climatófila en estado natural o muy poco intervenida.			Bosques de galeria o sotos arbustivos± densos y > 2,5m de altura, con abundancia de zarzas (>30%), presencia moderada de especies alóctonas (pocos individuos aislados), y/o dominancia de herbáceas nitrófilas o con estratos subarbóreos pobres (estrato herbáceo en pequeñas manchas, con arbustos ocasionales). O vegetación climatófila levemente modificada por actuaciones antrópicas.			Formaciones arbóreas abiertas o < 2,5m con abundancia de zarzas (>30%) y/o de especies introducidas (numerosos individuos de una o varias especies) y/o dominancia de herbáceas nitrófilas. O vegetación climatófila bastante modificada por actuaciones antrópicas.			Vegetación herbácea dominante o zarzales, a lo sumo con algunos árboles y/o arbustos dispersos. Alineaciones de chopos plantados o de árboles introducidos, cañaverales alóctonos.		
12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

❖ Regeneración natural de la vegetación riparia (estado arbóreo y arbustivo)

Estado Óptimo			Estado Bueno			Estado Regular			Estado Malo		
Existen ejemplares de jóvenes, adultos y maduros de las principales especies arbóreas y arbustivas, y los espacios abiertos, bancos de gravas y arenas de las orillas están colonizados por plántulas de edades inferiores a 2 años.			Existen ejemplares de diferentes edades (jóvenes, adultos y maduros) de las principales especies leñosas, y en los espacios abiertos se observan ejemplare más jóvenes, al menos de los arbustos. Regeneración natural levemente amenazada por el pastoreo, actividades agrícolas o forestales, regulación de caudales o incisión ligera del canal fluvial			Se observan bosquetes de pies adultos y maduros, con escasa representación de los más jóvenes y ausencia de renuevos. Regeneración natural moderadamente afectada por el pastoreo, prácticas agrícolas o forestales, incendios periódicos, actividades recreativas, etc., o por regulación de caudales o incisión moderada del canal fluvial.			Regeneración natural severamente afectada por el pastoreo, prácticas agrícolas o forestales, quemas periódicas, compactación del suelo, o por incisión severa, o por obras de canalización. Abundancia de pies arbóreos secos.		
12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

❖ Condición de las orillas

Estado Óptimo			Estado Bueno			Estado Regular			Estado Malo		
Más del 50% contorno de la lámina de agua en "bankfull" está en contacto con vegetación leñosa, macrófitas o elementos rocosos, y más del 50% del suelo sin esta vegetación tiene cobertura herbácea, y las orillas no presentan síntomas de inestabilidad inducida por actividades humanas. Línea de orillas irregular y sinuosa, sin síntomas de alteración en ambos márgenes.			Más del 50% contorno de la lámina de agua en "bankfull" está en contacto con vegetación leñosa, macrófitas o elementos rocosos, y menos del 50 del suelo sin esta vegetación tiene cobertura herbácea alternando con suelo desnudo, o las orillas presentan síntomas de inestabilidad leve inducida por actividades humanas. Línea de orillas irregular y sinuosa, sin alteraciones al menos en una de los márgenes.			Menos del 50% del contorno de la lámina de agua en "bankfull" está en contacto con vegetación leñosa, macrófitas o elementos rocosos y más del 50% del suelo restante tiene vegetación herbácea, alternando con suelo desnudo, o las orillas presentan síntomas de inestabilidad leve a moderada, causada por actividades humanas. Orillas rectificadas, muy poco sinuosas, consecuencia de obras de canalización sin estructuras rígidas (dragados, escolleras de poca altura, revestimientos vegetales, etc.).			Menos del 50% del contorno de la lámina de agua en "bankfull" está en contacto con vegetación leñosa, macrófitas o elementos rocosos y menos del 50% del suelo restante tiene vegetación herbácea, o las orillas presentan síntomas de erosión moderada a severa originada por actividades humanas. Orillas rectificadas, más o menos rectas, consecuencia de obras de canalización con estructuras rígidas.		
12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

❖ Conectividad lateral de la ribera con el cauce.

Estado Óptimo			Estado Bueno			Estado Regular			Estado Malo		
Orillas de muy baja altura respecto al nivel del lecho del cauce. Las riberas se inundan con una periodicidad elevada (avenidas ordinarias que desbordan al menos una vez cada 2 -5 años) sobre un perfil de orilla llano o en condiciones naturales. No existe ninguna restricción al desbordamiento de las aguas.			Orillas algo sobre elevadas respecto al nivel del lecho. Las riberas se inundan con una periodicidad menor, 5 y 10 años, existiendo una cierta restricción al desbordamiento debido a la regulación de los caudales, a pequeñas elevaciones artificiales de la cota de las orillas sin presencia de motas, o a una incisión del cauce incipiente.			Orillas bastante sobre elevadas respecto a nivel del lecho. Las riberas se inundan con muy poca frecuencia, por avenidas con periodos de retorno entre 10 y 30 años, existiendo restricciones al desbordamiento por regulación de los caudales, dragados y/o motas, o por una incisión del cauce moderada.			Orillas muy sobre elevadas respecto al lecho del río. Las riberas solo se inundan por avenidas extraordinarias con un periodo de retorno superior a 30 años, y existen fuertes restricciones al desbordamiento por infraestructuras de canalización intensa o por incisión del cauce severa.		
12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

❖ Permeabilidad y grado de alteración del relieve y suelo ripario

Estado Óptimo			Estado Bueno			Estado Regular			Estado Malo		
El suelo de las riberas no presenta síntomas de compactación ni sellada (impermeabilización), y se mantienen unas buenas condiciones de infiltración y permeabilidad en su perfil. Ausencia de excavaciones y rellenos. Relieve de las riberas en estado natural.			En las riberas se observan pequeños senderos o espacios compactados por estancia o paso de ganado, vehículos, actividades recreativas, etc. poco intensos, sin actuaciones de sellado, y no existen síntomas de erosión superficial o encharcamientos. Suelos de las riberas laborados para cultivos agrícolas o forestales. Excavaciones y rellenos ausentes o muy poco intensas. El relieve de las riberas presenta un grado de alteración ligero.			Las riberas presentan caminos o espacios continuos muy compactados o sellados que ocupan más del 20% de su superficie, que dificultan la infiltración y regeneración de la vegetación natural. O bien, el perfil del suelo ha sido alterado moderadamente en su composición granulométrica o se han introducido materiales alóctonos (escombros, residuos sólidos, etc.). O el relieve de las riberas presenta un grado de alteración moderado por extracciones o acopio de áridos, o por depósito de tierras procedentes de la llanura de inundación (motas de grava).			Los suelos de las riberas están compactados o sellados en más del 20% de su superficie, comprometiendo severamente la infiltración de las aguas. O el perfil del suelo ha sido alterado severamente en su composición granulométrica, o son abundantes los materiales alóctonos o el depósito de tierras ajenas a la llanura de inundación. O bien las extracciones de áridos o los movimientos de tierras han modificado severamente el relieve natural de la ribera.		
12	**11**	**10**	**9**	**8**	**7**	**6**	**5**	**4**	**3**	**2**	**1**

De los resultados obtenidos se realizó análisis respectivos que permitan valorar la incidencia de la materia orgánica y la vegetación riparia en los macroinvertebrados.

4. RESULTADOS

Los resultados que se muestran a continuación están relacionados con los objetivos planteados en la presente investigación.

4.1 CARACTERIZACIÓN DE PARÁMETROS BIOFÍSICOS EN EL ÁREA DE ESTUDIO

4.1.1 Parámetros morfométricos

Las microcuencas Mónica y El Carmen 1, consideradas como unidades dinámicas naturales, son sistemas hidrológicos, donde la dinámica ambiental de un área puede ser estudiada mediante la caracterización de su paisaje y elementos (Cerignoni & Rodrigues, 2015). De acuerdo con Rodrigues et al., (2013), los estudios en cuencas comienzan con el análisis de la morfometría, que es una herramienta de diagnóstico de las condiciones fisiográficas naturales, que sirven como indicadores de la susceptibilidad a la degradación del medio ambiente. En el cuadro 3 se muestran los resultados de los parámetros morfométricos de las zonas de evaluación.

Cuadro 3. Parámetro biofísico de las microcuencas Carmen y Mónica.

PARÁMETROS	MÓNICA	EL CARMEN 1	UNIDAD
Área	5,46	4,78	Km^2
Perímetro	10,37	9,72	Km
Cota min	2320	2350	msnm
Centroide X	703047	705309	m
Centroide Y	9548873	9552043	M
Cota Max	3400	3150	msnm
Diferencia de altitud	1080	1050	msnm
Pendiente media de la cuenca	58,42	55,26	%
Altitud media de la cuenca	2892	2875	msnm
Índice de Gravelius	1,24	1,25	-----
Longitud del cauce principal	4,25	3,06	Km
Longitud de cauces	7,47	7,80	Km
Orden de las corrientes	3	3	------
Pendiente media del cauce principal	45,23	35,70	%
Pendiente media de la red hídrica	65,43	63,28	%
Densidad drenaje	1,36	1,63	km/km^2
Tiempo de concentración	0,35	0,24	H

De acuerdo al Centro Interamericano de Desarrollo Integral de Aguas y Suelos citado por Aguirre (2007), las cuencas hidrográficas cuyas áreas son menores a 10 000 ha son

consideradas como microcuencas, es por ello que Mónica y El Carmen 1 se categorizan como tales, debido a que las áreas obtenidas son 549 ha para Mónica y 478 ha para El Carmen 1. Con respecto a la pendiente media Mónica tuvo un resultado de 58,4%, y una altitud media de 2 892 m.s.n.m mientras que El Carmen 1 presenta una pendiente media de 55,2%, y 2 750 m.s.n.m de altitud media indicando que las dos microcuencas cuentan con pendientes escarpadas. De acuerdo con Viramontes et al., (2006), las diferencias de temperatura como consecuencia de la altitud, tienen un efecto importante en las pérdidas de agua por evaporación y por ende la presencia de micro hábitats que permiten la existencia de organismos como los macroinvertebrados bentónicos.

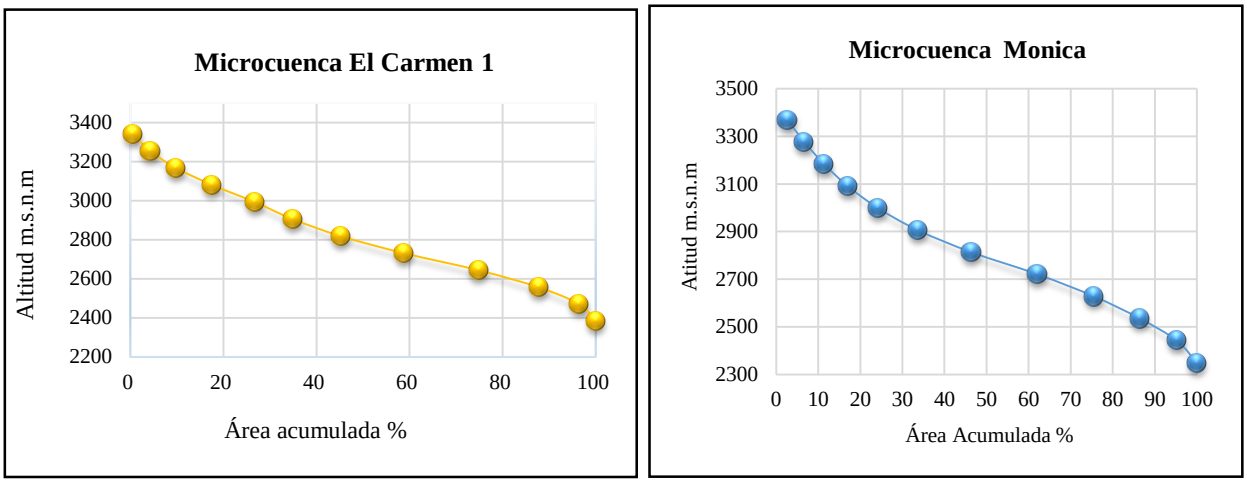
El índice de Gravelius por otra parte indicó que las microcuencas en estudio presentan tendencia redonda a oval–redonda, con valores de 1,24 para la microcuenca Mónica y un valor de 1,25 para la microcuenca El Carmen 1, lo que sugiere que los tiempos de concentración en las microcuencas son cortos con recesiones rápidas (Ibáñez, Moreno, & Gisbert, 2010). Los tiempos estimados para Mónica y El Carmen 1 fueron de 0,35 h, y 0,24 horas, respectivamente estos resultados revelan teóricamente un escurrimiento rápido para las dos microcuencas.

Otro parámetro morfométrico considerado es la curva hipsométrica (figura 16), que expresa que las dos microcuencas son áreas en fase de equilibrio y geológicamente maduras, con una frecuencia de altitud de 2 630 m.s.n.m. para El Carmen 1 (figura 17) y 2 721 m.s.n.m., perteneciente a Mónica es decir se trata de microcuencas de alta montaña.

La longitud del cauce principal en Mónica fue de 4,25km, y 3,06km para El Carmen 1, donde la densidad de drenaje presentó 1,63km/km^2, mientras que Mónica evidenció un valor menor de 1,36km/km^2, a lo largo de estos cauces principales se desarrollaron los grados de ramificación que son de orden tres para las microcuencas en estudio y se consideran como el grado de ramificación o bifurcación dentro de una microcuenca. (Viramontes et al.,2006), menciona que el orden de corrientes tiene la función de transporte de materia y energía en el interior de la misma, además indica que valores de densidad de drenaje próximos al 0,5km/km^2 corresponden a una cuenca pobremente drenada, mientras que valores de 3,5km/km^2 o mayores indican una red de drenaje eficiente, partiendo de esta premisa, las dos microcuencas se encuentran en condiciones de drenaje media. La pendiente media de la red hídrica para Mónica es de 65% y un valor

similar presenta El Carmen 1 con un 63% donde, teóricamente la infiltración, escorrentía superficial, humedad del suelo y la erosión en las zonas de ribera son considerables.

Figura 16. Curva hipsométrica correspondiente a la microcuenca El Carmen 1 y Mónica



Fuente: Elaboración propia

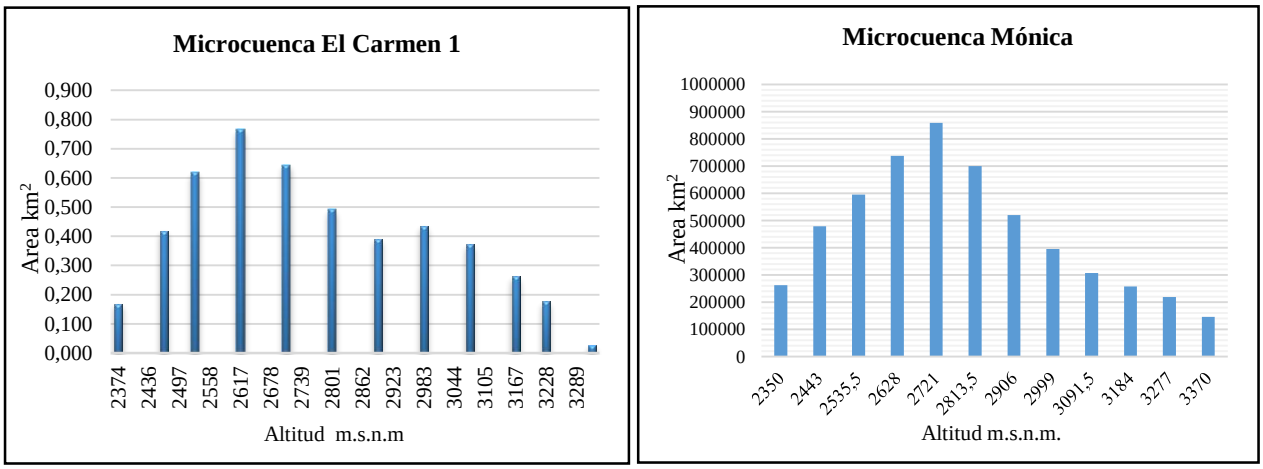


Figura17. Frecuencias de altitud de la microcuenca El Carmen 1 y Mónica

Fuente: Elaboración propia

4.1.2 Características de la cobertura vegetal

Los mapas de las figuras 18 y 19, indican que la mayoría de la cobertura vegetal de las microcuencas se encuentran formadas por bosque con 381,9ha para El Carmen 1 y un valor menor de 392,50ha para Mónica, el matorral se distribuye al norte de la microcuenca El Carmen 1 con 33,20ha, y en Mónica se localiza al Sur con 18,7ha.

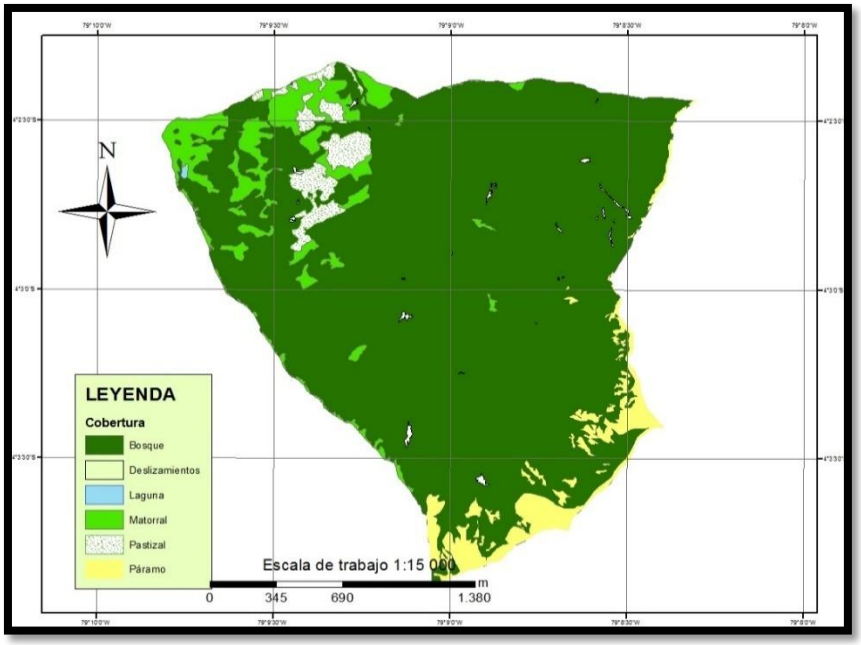


Figura 18. Mapa de cobertura vegetal de la Microcuenca El Carmen 1(referencia)

Fuente: Elaboración propia

El pastizal en Mónica es de 60,7ha que son dedicadas principalmente a actividades ganaderas, y 13,59ha se registra en El Carmen 1, situación que demuestra la ausencia de pastoreo, lo que manifiesta que las estrategias de conservación y manejo, como la compra de áreas por parte del Municipio de Loja, reforestación y conservación, son viables.

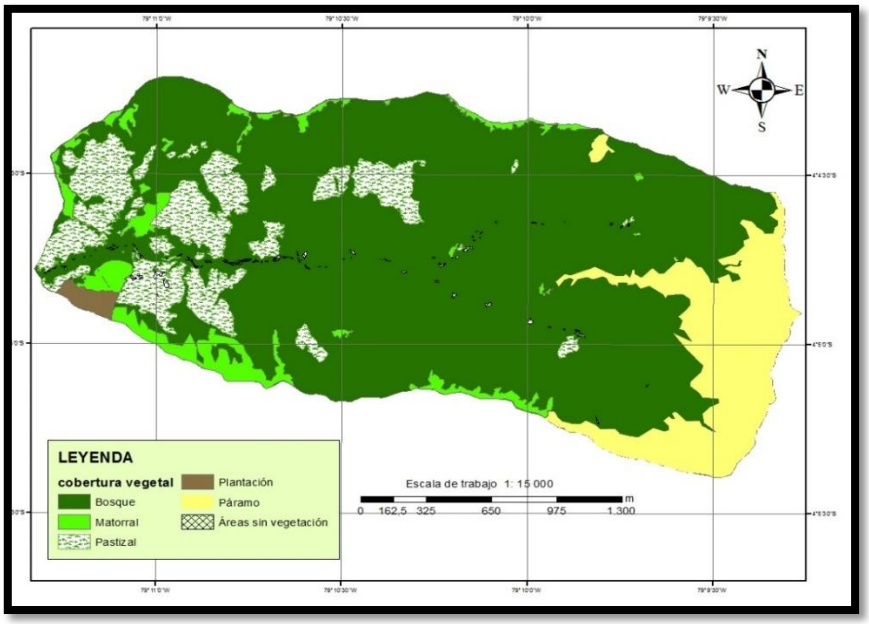


Figura19. Mapa de cobertura vegetal de la microcuenca Mónica (intervenida)

Fuente: Elaboración propia

Las zonas de páramo se registran con valores de 65,5ha, para Mónica y un área menor de 23,6ha para El Carmen 1, con temperaturas bajas entre 10-14°C (figura 22). Los deslizamientos son evidentes en Mónica con 13,7ha, a diferencia de El Carmen 1 con 1,3ha casi imperceptible en el mapa, lo que se puede relacionar con la pendiente de la microcuenca y la saturación de los suelos, es decir fenómenos naturales que provocan erosiones.

4.1.3 Características del Suelo

Los suelos de la Provincia de Loja de una manera general tienen las siguientes características: Son suelos superficiales (0 - 20 cm) y moderadamente profundos (50 - 100 cm), texturas arcillosos y arcillo arenosos, pH ácido (4,5 - 5,5) a ligeramente ácido (5,6 - 6,5), y de fertilidad muy baja a baja. La disponibilidad de materia orgánica y nitrógeno es media, el contenido de fósforo es bajo generalmente y la provisión de potasio es alta especialmente en áreas secas y tropicales (Morocho, D & J.C. Romero, 2003).

Topográficamente las áreas susceptibles de riego varían entre plano a inclinado con pendiente entre 0-30%. El aprovechamiento de áreas inclinadas es factible por ser pendientes uniformes y suelos medianamente profundos en ciertos casos (Morocho, D & J.C. Romero, 2003). Los suelos (Figura 20 y 21) de las microcuencas Mónica y El Carmen 1, según información del MAGAP escala 1:250 000 del año 2002, están representados por los órdenes inceptisol y entisol en diferentes proporciones.

El entisol se caracteriza por ser propio de las regiones subhúmedas y húmedas del país, son suelos inmaduros de horizontes alterados y considerables reservas de minerales meteorizables, este orden fue mayormente identificado en Mónica con 58, 4% de su área total y el 41,6% estuvo representado por el orden inceptisol, mientras que en la microcuenca El Carmen 1, el entisol indico un porcentaje de 27,5% y un valor mayor representó el inceptisol con 72,5% de su área total, estos suelos tienen un horizonte superficial claro, de poco espesor y generalmente pobre en materia orgánica (Cachipuendo, 2007).

.

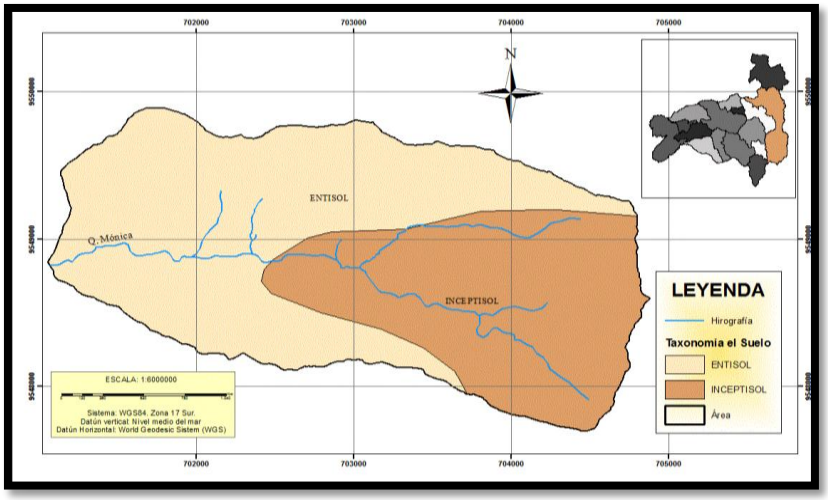


Figura20. Orden de suelo de la Microcuenca Mónica.
Fuente: Elaboración propia

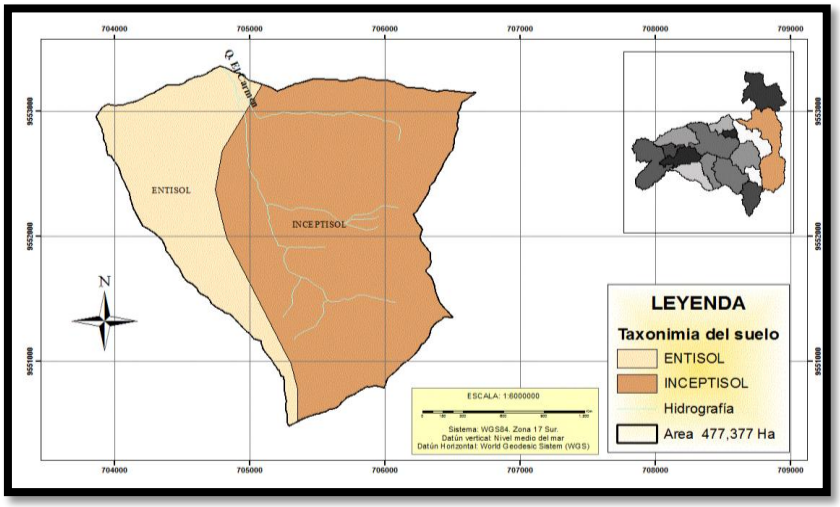


Figura 21. Orden del suelo de la microcuenca El Carmen 1.
Fuente: Elaboración propia

4.1.4 Variables Climáticas

El clima de la provincia de Loja y toda la región sur del Ecuador, se ve afectado por las diferentes corrientes de vientos que ingresan hacia la depresión Andina. En el territorio provincial existen diferentes regímenes de clima tanto de tipo costa al suroeste, en el cual se presenta la temporada lluviosa de diciembre a mayo, con mayor incidencia en los meses de enero a marzo; régimen típicamente andino en el centro, presentándose la temporada lluviosa de octubre a abril; y, régimen oriental o amazónico hacia el oriente correspondiente a las estribaciones de la cordillera de los andes donde se presentan lluvias con mayor frecuencia a lo largo de todo el año (Jaramillo, 2014).

El informe de GEO Loja (2007), indica que el clima de la ciudad de Loja es Temperado Subhúmedo, con precipitaciones mayores en el período enero - abril (49%, con 15% de lluvia en marzo) y menores en el período junio - septiembre (22%, siendo septiembre el mes más seco con 4,6%); en cambio menores temperaturas medias se extienden de junio – septiembre (julio es más frío) y las mayores temperaturas de octubre – diciembre.

De acuerdo con la información temática disponible del MAGAP, escala 1:250 000 del año 2002, las características climáticas (figura 22), de las microcuencas evaluadas presentan iguales rangos de temperatura, pues el promedio para las dos microcuencas es de 10 -14°C, con una precipitación de 1 000 -1 250 mm anual para Mónica y una mayor variación de precipitaciones en la microcuenca El Carmen 1 con 1 000-1 500 mm anuales (figura 23).

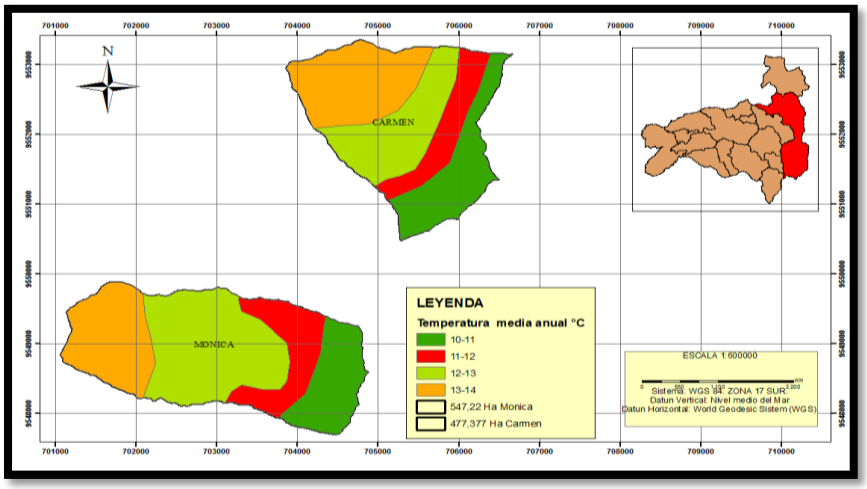


Figura 22. Isotermas de microcuencas El Carmen 1 (referencia) y Mónica (intervenida)
Fuente: Elaboración propia

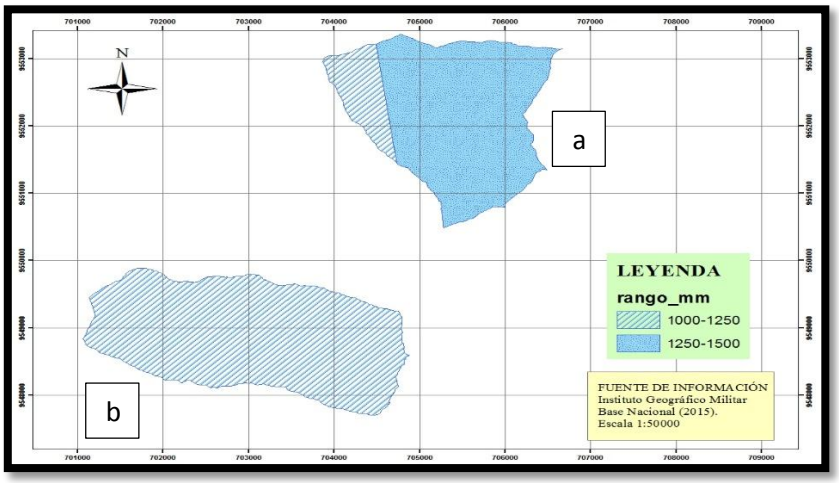


Figura 23. Isoyetas de las microcuencas El Carmen 1 (a) y Mónica (b)
Fuente: Elaboración propia

4.2 CARACTERIZACIÓN TAXONÓMICA Y FUNCIONAL DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS DE LA ZONA DE ESTUDIO

Los resultados obtenidos de la microcuenca El Carmen 1, arrojaron un total de 499 individuos de macroinvertebrados de los cuales los órdenes más representativos fueron Ephemeroptera, Trichoptera y Plecóptera, que se distribuyen en 14 familias que entre ellas se destacan: Baetidae, Perlidae, Blepharicera, Leptoceridae y Noelmis y 25 géneros, como Baetis, Baetodes, trahulodes, Simulium Helypsicoche y Anacraneuria principalmente.

Cuadro 4. Macroinvertebrados bentónicos clasificados taxonómicamente.

	El Carmen 1	**Mónica**
Orden	5	5
Familia	14	12
Género	25	19
Individuos	499	232

Fuente: Elaboración propia

De la misma forma en Mónica se contabilizaron 232 individuos de macroinvertebrados que corresponden a los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Plecóptera generalmente, distribuidos en 12 familias como Baetidae, Perlidae, Blepharicera, Leptoceridae y Noelmis y 19 géneros, como Baetis, Baetodes, trahulodes, Simulium Helypsicoche. En las dos microcuencas se evidenció la presencia dominante del género Baetodes, considerado como el más diverso de la familia Baetidae (Motta-Díaz, Nieto, & Aranguren-Riaño, 2012), de baja tolerancia a la contaminación e importancia en el contexto de la bioindicación (Muñoz & Ospina, 1999). La gran variedad de microhábitats existentes en este sitio, y la reducida influencia de la acción antrópica presentan un estado de conservación alta de la microcuenca El Carmen 1 y por ende es correspondiente la abundancia de macroinvertebrados bentónicos en el lugar.

Cuadro 5. Índices de diversidad de acuerdo al grupo funcional

	El Carmen 1	Mónica
Individuos por Grupo funcional	546	185
Índice de dominancia Simpson	0,48	0,04
Índice de diversidad Simpson	0,52	0,96
Índice de Shanon (equidad)	2,75	2,11
Índice de Margalef (riqueza específica)	3,64	2,73

Fuente: Elaboración propia

En función de lo descrito por Moreno (2001), el índice de dominancia de Simpson (Cuadro 5) indica dominancia media para El Carmen 1 y bajo para Mónica, del mismo modo el índice inverso de Simpson que indica diversidad, señala alta diversidad para Mónica.

El índice de equidad de Shanon permite mencionar que las dos microcuencas en evaluación presentan equidad media con respecto a los grupos funcionales. Por otro lado el índice de Margalef, basado en medir el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas, expreso mayor riqueza específica en El Carmen 1.

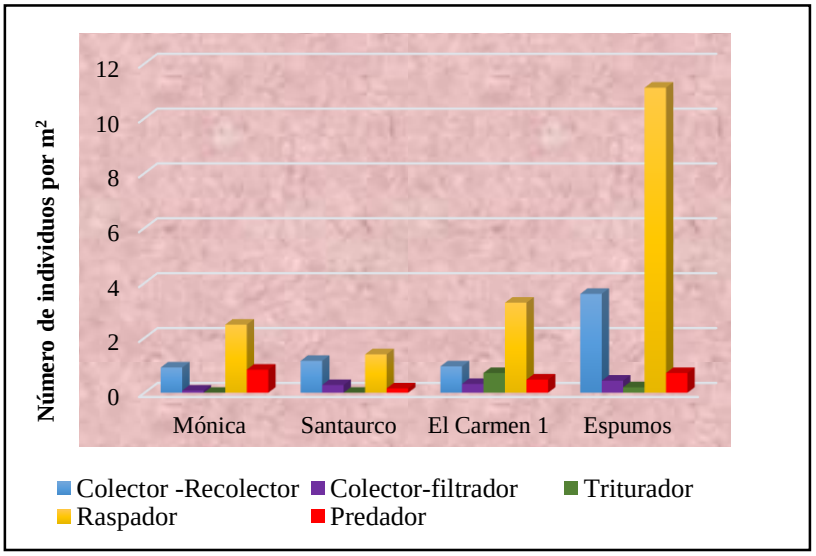


Figura 24. Número de individuos de grupo funcional por m^2 en las zonas de interés.
Fuente: Elaboración propia

En el entorno físico heterogéneo de corrientes, los macroinvertebrados bentónicos han desarrollado una amplia gama de mecanismos morfológicos, para el aprovechamiento de los alimentos mediante mecanismos morfo-conductuales (Wallace & Webster, 1996), que

permiten categorizarlos de acuerdo a la forma de adquirir el alimento (estrategias) que reflejan adaptación de especies a condiciones ambientales (Tomanova, Goitia, & Helešic, 2006). En las microcuencas El Carmen 1 y Mónica se clasificó a los macroinvertebrados de acuerdo a su grupo funcional (figura 24), donde los raspadores seguidos de los colectores-recolectores fueron dominantes en los cuatro tramos evaluados, esto se atribuye a la existencia de nutrientes presentes en el dosel de las riberas y entradas de material autóctono y alóctona que es propio de corrientes pequeñas en comparación con ríos de mayor envergadura (Betancourth, 2007) y la presencia de algas y microbios adheridos a las rocas (Hanson et al., 2010). Los trituradores y colectores-filtradores registraron el menor número de individuos por m^2 en cada zona, debido a que se trata de una zona de alta montaña. Estudios realizados en zonas cálidas han demostrado que la relación de la materia alóctona acumulada en el río es usado como recurso alimenticio por parte de trituradores (Rios, 2008). Además, se evidenció abundancia de individuos de cada grupo funcional por área (m^2) en las zonas de Espumos y El Carmen 1 que corresponden a la microcuenca Carmen, considerada zona característica por poseer mayor hectárea de bosque y un buen estado de vegetación riparia.

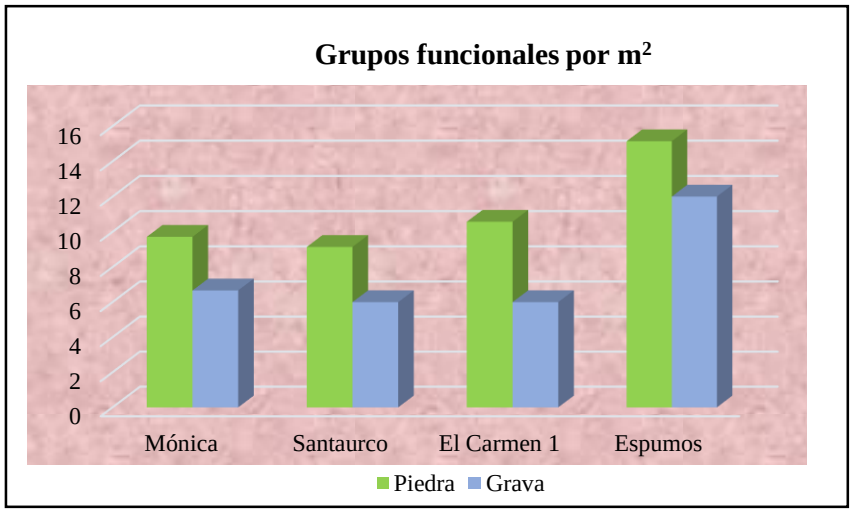


Figura 25. Grupos funcionales de macroinvertebrados clasificados de acuerdo al tipo de sustrato.

Fuente: Elaboración propia

Al clasificar los grupos funcionales de macroinvertebrados bentónicos de acuerdo a las preferencias de sustrato (figura 25), se demostró que el estrato piedra registra mayor presencia de macroinvertebrados. En la figura 26 se muestra una clasificación detallada respecto al sustrato, donde la ausencia de trituradores en los tramos Mónica, Santaurco y

la preferencia por El Carmen 1 en piedra, es evidente en el grafico (Figura 26.a) por otro lado los grupos funcionales: raspador, colector-recolector y colector filtrador (Figura 26.c;26.d;26.3) indicaron preferencia por piedra en todos los tramos evaluados, con respecto a los predadores la figura (26.b) indica mayor abundancia por los tramo Mónica y Espumos y los dos estratos piedra y grava. De forma general los grupos funcionales de macroinvertebrados bentónicos se encontraron mayoritariamente en el sustrato piedra que según Velásquez y Miserendino (2003), los sustratos rocosos suelen atrapar la materia orgánica particulada gruesa en sus distintas fracciones, por ende se explica la preferencia de los macroinvertebrados bentónicos por este tipo de sustrato.

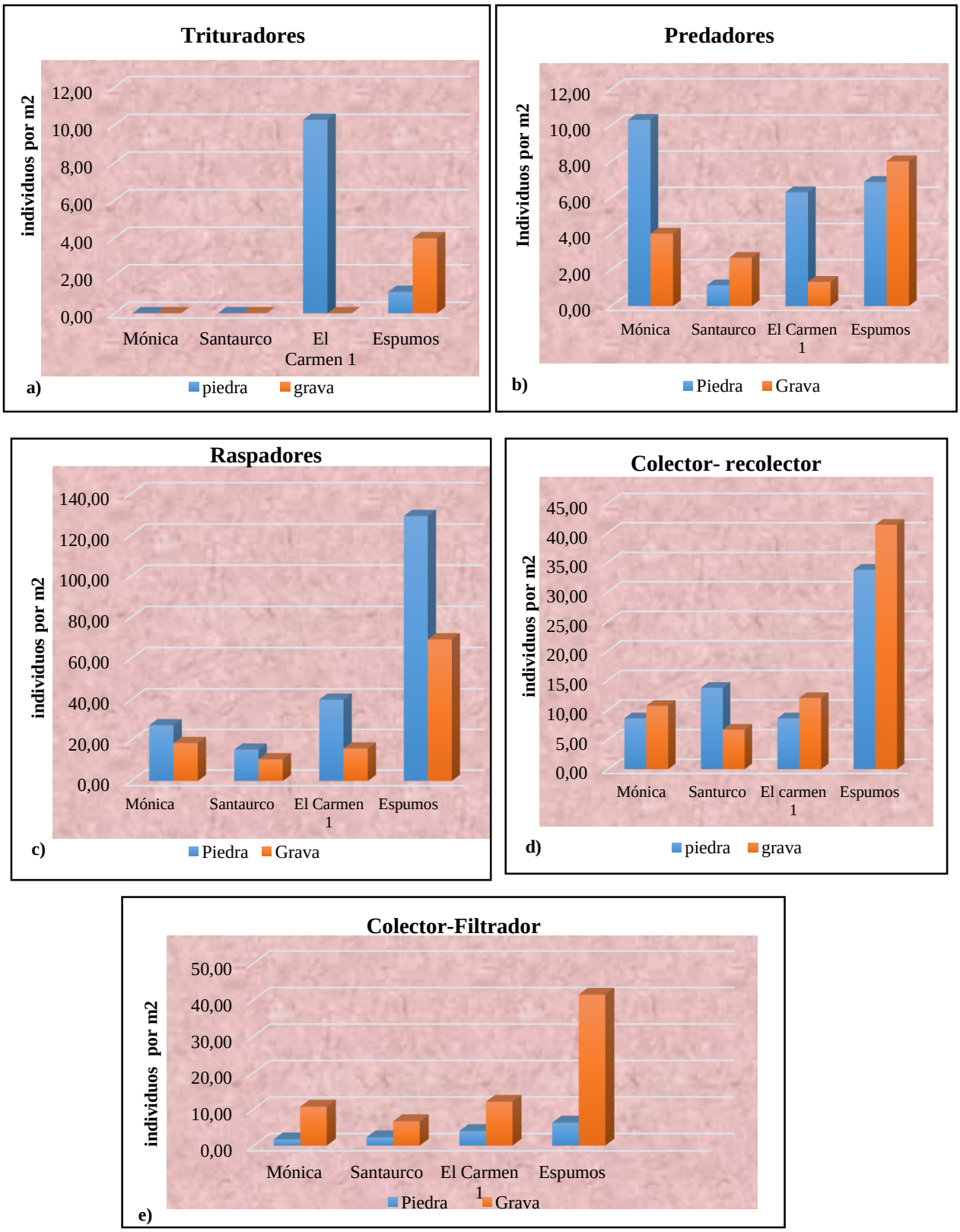


Figura 26. Preferencia de hábitat de macroinvertebrados por m^2 en los tramos de estudio.

Fuente: Elaboración propia

4.3 EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DE VEGETACIÓN RIPARIA Y MATERIA ORGÁNICA BENTÓNICA SOBRE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS

La vegetación riparia de los cuatro tramos fue evaluada en base a siete parámetros, donde la conectividad longitudinal del tramo Espumos y El Carmen 1 indicaron que el trayecto del espacio ripario contiene vegetación arbórea y arbustiva asociada al río formando un corredor denso; el tramo Mónica y Santaurco presentó un corredor aclarado (menor vegetación). Se observó dimensiones en anchura del espacio ripario con la vegetación natural que está asociada al río para Espumos y El Carmen 1, mientras que los tramos Mónica y Santaurco presentaron dimensiones de anchura cortas y vegetación natural escasa.

Con respecto a la composición y estructura de la vegetación riparia, los tramos Espumos y El Carmen 1 mostraron vegetación riparia mayor a 2,5m^2 de altura, cubierta por varias especies de arbustos, además El Carmen 1, mostro regeneración natural con ejemplares de jóvenes, adultos y maduros de las principales especies arbóreas y arbustiva, algo diferente ocurrió con la regeneración natural de Mónica pues se encontró amenazada por el pastoreo, actividades agrícolas y forestales.

Las condiciones de las orillas en los tramos El Carmen 1 y Espumos presentaron contacto con la lámina de agua, la vegetación leñosa y elementos rocosos, en tanto que las orillas indicaron síntomas de estabilidad; mientras los tramos Mónica, y Santaurco presentan déficit en lo que respecta al contacto del agua con los elementos del rio (rocas, leños), a esto se le añade un suelo de pasturas alternando con suelo desnudo, lo que se entiende como inestabilidad o alteraciones por erosión.

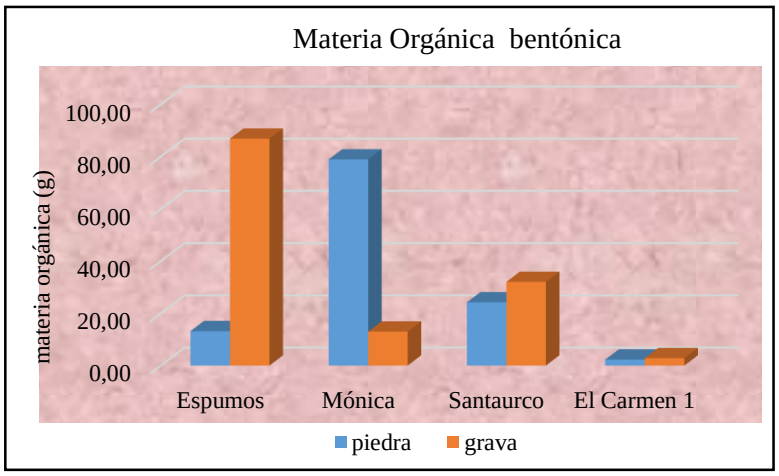


Figura 27. Materia orgánica muestreada por estratos en las zonas evaluadas

Fuente: Elaboración propia

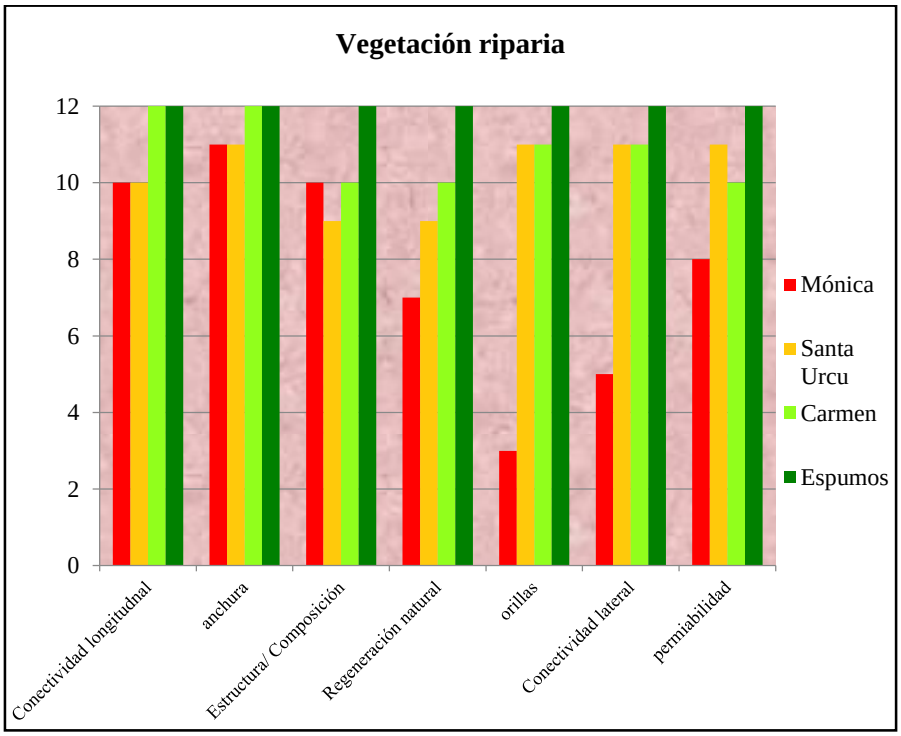


Figura 28 Evaluación de la vegetación riparia de las zonas de interés

Fuente: Elaboración propia

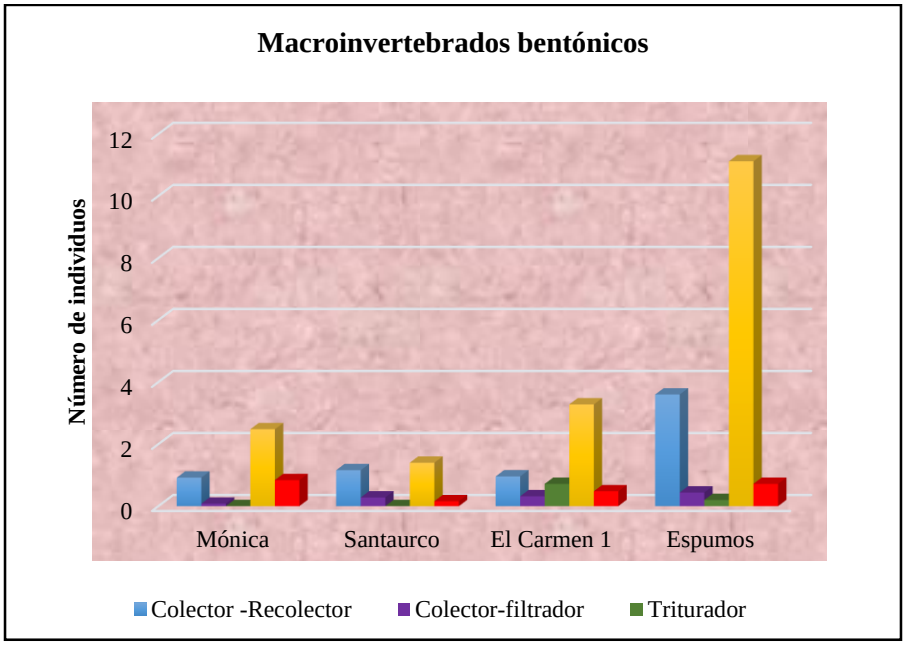


Figura 29 Total de macroinvertebrados categorizados de acuerdo a su grupo funcional en las zonas evaluadas.

Fuente: Elaboración propia

La materia orgánica (figura 27), correspondiente a las zonas de evaluación de Espumos y Santaurco presentaron cantidades de materia orgánica en el sustrato grava, el tramo Mónica mostró aumento en el sustrato piedra y el tramo El Carmen 1, no presentó preferencias, pues la materia orgánica se registró en los dos tipos de sustratos. El tramo El Carmen 1 que pertenece a la microcuenca El Carmen 1 (referencia) presenta menores proporciones de materia orgánica a nivel de las dos microcuencas, lo que significa que la materia orgánica no puede asociarse únicamente a la vegetación riparia, o al buen estado de los cauces. Con respecto a los sustratos muestreados se demostró mayor correspondencia de materia orgánica en el sustrato grava que en el de piedra.

Los macroinvertebrados bentónicos encontrados en las zonas evaluadas indicaron que existe presencia de raspadores, colectores-recolectores y predadores en el tramo Espumos, donde la presencia de materia orgánica es mayor en grava, dato que se corrobora con los resultados de (Velásquez & Miserendino, 2003) donde indicó que los raspadores presentaron mayor biomasa en sustratos duros (gravas). El grupo funcional raspador, se encuentra presente en todos los tramos evaluados y se consideraron dominantes frente al resto de grupos funcionales.

5. DISCUSIÓN

5.1 CARACTERIZACIÓN DE PARÁMETROS BIOFÍSICOS EN EL ÁREA DE ESTUDIO

En este trabajo se identifican vínculos entre comunidades de macroinvertebrados bentónicos con las características físicas y morfológicas de las microcuencas en evaluación; Algunas de las características de las microcuencas son la tendencia de la forma redonda a oval–redonda, que provoca tiempos de concentración cortos con recesiones rápidas (Ibañez et al.,2010),las microcuencas se encuentran en etapa de equilibrio, geológicamente madura y medianamente drenadas según la clasificación de (Viramontes et al.,2006), esta característica propicia un ambiente favorable para el desarrollo de microhabitats de macroinvertebrados bentónicos.

La pendiente media en el caso de Mónica y El Carmen 1, son moderadas con altitudes superiores a 2 700m.s.n.m., es decir son zonas de alta montaña donde la altitud provoca variación en la temperatura y pérdidas de agua por evaporación, determinando así la naturaleza de los organismos acuáticos que lo habitan (Viramontes et al.,2006).La diversidad de macroinvertebrados bentónicos en altitudes superiores a los 2 700m.s.n.m. fueron similares en las dos microcuencas, donde los principales órdenes fueron: Ephemeroptera y Plecóptera, que en ríos de montaña de aguas frías, muy transparentes y bien oxigenadas es común encontrar una gran diversidad de estos órdenes, indica (Roldan,1999).

Sin embargo la abundancia y la riqueza específica de las familias fue diferente, El Carmen 1 presentó superiores registros frente a Mónica. El estudio realizado en la quebrada Borja de la ciudad de Loja con altitud de 2 300 m.s.n.m. registró 15 familias, algunas de ellas pertenecientes al grupo ETP (Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera) indicadores de buena calidad de agua, estos datos son similares a los de (Cárdenas y Quezada 2001), quienes registraron diez familias en la provincia de Cañar, a una altitud de 2 450 m.s.n.m., mientras que en la cuenca alta del río Juan Amarillo (Colombia) altitudes mayores de 2 600 a 3 000m.s.n.m. reportaron 19 familias de macroinvertebrados (Lozano 2005) y en la Reserva Forestal Torre Cuatro (Colombia) con altitudes que varían entre 2 650 y 3 750 m.s.n.m., se confirmaron 24 familias, interpretando que altitudes mayores son favorables para los macroinvertebrados, esto se puede asociar a la

impenetrabilidad a zonas de altitudes considerables, predisposición y calidad de agua en zonas de altura, buen grado de conservación de zonas de ribera, pues los macroinvertebrados se benefician de estas peculiaridades naturales.

Otro aspecto importante es el orden de corrientes, las cuencas de primer orden, aportan una fuerte influencia de vegetación riparia sobre el sistema y grandes depósitos de materia alóctona, en forma de hojarasca y partículas finas, en este sentido (Rodríguez-Barrios, Ospina-Tórres, & Turizo-Correa 2011) manifiesta que estudios realizados al interior de la Reserva Natural río Nambí de Colombia, muestran concordancia con trabajos desarrollados en otras zonas tropicales en donde se encuentra una composición dominada por el orden Ephemeroptera en la zona de cabecera correspondiente a ríos de primer orden, como los trabajos de (Ramírez y Pringle 2001) y (Shearer et al. 2002), en el río Maruia de Nueva Zelanda. Sin embargo (Quiñónez et al., 1998) en Colombia reportan los trichopteros como grupo dominante en la deriva de un río de primer orden. En el caso de las microcuencas en estudio el orden de corrientes es de 3 lo que sugiere que la presencia de materia orgánica podría ser inferior, pese a ello el orden Ephemeroptera fue mayormente registrado en el muestreo. Esto puede indicar que para el Trópico no es definible un patrón general que identifique tanto la periodicidad como el taxón dominante de la deriva.

Con respecto a la temperatura ambiente que se registra en las microcuencas evaluadas (10-14°C) y la que se presenta en la reserva Forestal Torre Cuatro son similares con abundancia de macroinvertebrados diferentes, lo que puede indicar que la temperatura ambiente no incide en la presencia o ausencia de macroinvertebrados, (Velasco 1989), menciona que la temperatura aire influye en el hábitat y afecta directamente en el crecimiento y el desarrollo de los organismos, puesto que incide indirectamente sobre la calidad y cantidad de alimento disponible. En este sentido (Acosta et al., 2009), argumenta que una topografía y climatología compleja, favorece la presencia de distintas formaciones vegetales, ya que ellas no sólo determinan la estructura de la ribera de los ríos, sino que influyen en la composición trófica de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.

Es así como el rol de la vegetación en la descomposición es importante, pues provee materia orgánica que se encuentra en los ríos, en especial en los trópicos esta vegetación al ser heterogénea, provee de mayor cantidad y variedad de hojarasca a los ríos, en

comparación de las zonas templadas (Pontón 2012), en el caso de las coberturas vegetales El Carmen 1 determinó principalmente: bosque, matorral y páramo, lo que demuestra que la zona evaluada presenta conservación, por otro lado Mónica además de las coberturas antes mencionadas incluye deslizamientos pastos y plantaciones lo que expresa la presencia de intervención antrópica.

5.2 CARACTERIZACIÓN TAXONÓMICA Y FUNCIONAL DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS DE LA ZONA DE ESTUDIO.

Los resultados correspondientes a la abundancia de macroinvertebrados, fueron mayores en El Carmen 1, mientras que la riqueza específica de las zonas de evaluación como los órdenes, familias y géneros, no presentaron marcadas diferencias entre sí. Un aspecto relevante fue la presencia dominante del género Baetodes, considerado como el género más diverso de la familia Baetidae perteneciente al orden Ephemeroptera, que para autores como (Motta-Díaz et al., 2012) los cataloga de baja tolerancia a la contaminación por ende importante en el contexto de la bioindicación (Muñoz & Ospina, 1999).

Los Ephemeroptera, Plecópteros y Trichopteros son indicadores de buena calidad de agua, mientras que los dípteros quironómidos y ceratopogónidos y ciertos anélidos son indicadores de aguas con alta carga orgánica, precisa (Terneus, Hernández y Racines 2012) complementariamente (Ladrera- Fernández 2012) manifiesta que el orden díptera, esta acondicionada a vivir en zonas torrenciales y altas concentraciones de oxígeno, es decir a vivir en ecosistemas con ciertas perturbaciones e incluso en condiciones extremas.

Por otro lado estudios realizados en los ríos que atraviesan la ciudad de Loja (Zamora, Malacatos y Zamora Huayco) indican que el orden Trichoptera significó el orden más abundante de macroinvertebrados, seguido de Díptera y Ephemeroptera (Arce & Leiva, 2009). En áreas distantes pero de condiciones similares, en la quebrada La Bendición de Colombia Odonata, presentó la mayor representatividad, seguido de Coleóptera y Hemíptera (Pino et al., 2003), algo similar se registró en la cuenca del Río Damas de Chile donde los órdenes más diversos fueron Plecóptera, Trichoptera, Díptera y Ephemeroptera (Figueroa et al. 2003), los mismos ordenes se registraron dominantes en los Andes del norte y centrales del Ecuador y Perú (Patricio, Flores, & Villamarín, 2008).

Generalmente los estudios enfocan su atención en los cambios de los patrones de riqueza y abundancia de especies como una manera de evaluar el impacto de los diferentes tipos de perturbaciones ambientales sobre las comunidades lóticas (Segnini 2003), partiendo de esta perspectiva, se aplicó el índice de diversidad de Simpson, que indican diversidad medio para El Carmen 1 y alto para Mónica, la aplicación del índice de Shannon, demostró equidad media para las zonas de evaluación, complementariamente el índice de Margalef, manifiestó riqueza en las dos microcuencas, datos similares se registraron en Bosque Protector Río Guajalito en Quito, donde el índice de diversidad de Simpson y Shannon indicaron resultados de diversidad alta (Arroyo 2007). En la cuenca del río Chinchiná de Colombia donde la dominancia de Simpson fue baja, sin embargo, según los índices de Margalef y de equidad de Shannon-Wiener, se presentaron valores más altos de diversidad que indican diversidad media (Gonzalez, 2004).

Los macroinvertebrados bentónicos, han desarrollado una amplia gama de mecanismos morfológicos para el aprovechamiento de los alimentos (Wallace & Webster 1996), que permite categorizarlos de acuerdo a las estrategias de alimentación que son rasgos típicos que reflejan adaptación de especies a condiciones ambientales (Tomanova et al., 2006).En El Carmen 1 (referencia) y Mónica (intervenida) se clasificó a los macroinvertebrados de acuerdo a su grupo funcional (figura 24), en los cuales los raspadores seguidos de los colectores-recolectores fueron dominantes en las cuatro zonas de interés, esto se atribuye a la existencia de nutrientes presentes en el dosel de las riberas y entradas de material autóctono y alóctona que es propio de corrientes pequeñas (Betancourth, 2007) y la presencia de algas y microbios adheridos a las rocas (Hanson et al., 2010),

(Williams 1991) menciona que los gremios más abundantes son los raspadores y depredadores, si las condiciones del cauce fluvial ofrecen alta diversidad de microhábitats y corrientes rápidas. (Pavel et al., 2009) manifiesta que si existe deforestación con frecuencia ocurre reducción de trituradores e incremento de raspadores de algas; por ende el incremento de raspadores respecto a las condiciones naturales o de referencia podría ser empleado como un buen indicador de contaminación de los graves efectos que genera la eutrofización en los ecosistemas fluviales (Gamboa, Reyes, & Arrivillaga, 2008).

Los trituradores y colectores-filtradores registraron el menor número de individuos por m^2 en cada zona, debido a que se trata de una zona de alta montaña, estudios de zonas cálidas demostraron que la relación de la materia alóctona acumulada en el río es usado

como recurso alimenticio por parte de trituradores(Rios 2008). Además muchos reportes sugieren que la diversidad de trituradores en ríos tropicales es baja, hay estudios que, concluyen que este componente de la diversidad béntica no ha sido suficientemente estudiado(Pontón, 2012)

Se observó afinidad por el sustrato piedra en la mayoría de grupos funcionales de los macroinvertebrados de los tramos evaluados, Los fondos pedregosos suelen ser más ricos, en especial cuando las rocas son grandes y finalmente cuando hay vegetación la fauna es aún más diversa y difiere considerablemente de la fauna de otros sustratos asegura (Meza,M; Juliana Rubio-M, G-Dias, & M-Walteros 2012). Además, Burdet & Watts (2009) argumentan que los sustratos dominados por hojarasca brindan una mayor disponibilidad de recursos, por lo que además de presentar una alta riqueza de especies permiten sostener una mayor densidad de organismos, lo que se relaciona con (Velásquez y Miserendino 2003), al mencionar que los sustratos rocosos suelen atrapar la materia orgánica particulada gruesa en sus distintas fracciones, por ende se explica la preferencia de los macroinvertebrados bentónicos por este tipo de sustrato, además se menciona que los raspadores dominan en sustratos duros y se incrementan significativamente en bloques durante el período de aguas bajas.

Estudios realizados por (Álvarez,2011) indican que los trituradores, predadores y raspadores presentaron abundancias significativas en las raíces de árboles de ribera mientras que la abundancia de los filtradores fue significativamente mayor en los torrentes y por el contrario, los colectores y los colectores-raspadores siguieron patrones diferentes en los dos ríos estudiados. Investigaciones realizadas en Colombia los colectores fue el de mayor representación en las tres estaciones de muestreo, esto es apoyado por autores como (Rivera et al. 2009) y (Moretti et al. 2005), quienes argumentan que el gremio de los colectores es dominante en los sistemas tropicales. Adicionalmente, (Rivera 2004) explica que la alta representatividad de este grupo se debe a que el aporte de materia orgánica alóctona que reciben estos tipos de ríos, se convierte en la fuente de alimento de mayor disponibilidad, lo que afecta positivamente a los organismos de este grupo funcional

5.3 EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DE LA VEGETACIÓN RIPARIA Y DE LA MATERIA ORGÁNICA BENTÓNICA SOBRE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS

La vegetación riparia permite la estabilización de los márgenes; retención de sedimentos y, con ello, la reducción del poder erosivo del río; la creación de hábitats y refugio para todo tipo de especies animales, incluidos macroinvertebrados; impidiendo la proliferación excesiva de algas (Ladrera - Fernández 2012); en el caso de la cobertura riparia perteneciente a la microcuenca El Carmen 1 mostró, vegetación arbórea y arbustiva densa, con ejemplares mayores a 2,5 m de altura, y conexión del espacio ripario con la regeneración natural; por otro lado la microcuenca Mónica presentó insuficiente vegetación arbórea y arbustiva, las condiciones de las orillas indicaron síntomas de inestabilidad amenazada por el pastoreo, erosión natural y actividades forestales, estas actividades representan un problema a los ecosistemas acuáticos al restar el ingreso de luz solar provocando disminución de la producción primaria (crecimiento de algas), así como la sedimentación de partículas que pueden destruir los hábitats acuáticos(Arroyo & Encalada, 2000).Además (Iñiguez, et al., 2014) sugiere que los ensambles de macroinvertebrados difieren en su composición taxonómica cuando hay una disminución en el porcentaje de cobertura vegetal dentro de los ecosistemas acuáticos, esto indica un importante vínculo entre los bosques de ribera de cabecera, para conservar la diversidad y calidad del agua de los arroyos en las cuencas de los Andes ecuatorianos.

El Carmen 1, que pertenece a la microcuenca El Carmen presentó menores cantidades de materia orgánica a nivel de las dos microcuencas, en este caso la materia orgánica no se asocia a la vegetación riparia, o al buen estado de los cauces. (Acosta et al., 2009), indica que las formaciones vegetales dominantes en las punas de los Andes, permiten estudiar un caso evidente en el cual la estructura de la vegetación de ribera no condiciona la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, sin embargo (Graca2001), manifiesta que es importante el rol de la vegetación de ribera en la descomposición, ya que provee materia orgánica que se encuentra en los ríos; en especial, en los trópicos esta vegetación de ribera al ser más diversa, provee mayor cantidad y diversidad de hojarasca a los ríos, en comparación con zonas cálidas (Pontón 2012). Adicionalmente, Alonso en el 2006,

también menciona que la ausencia de la vegetación riparia empobrece la composición de macroinvertebrados bentónicos (González G., Ramírez, Meza S., & Dias, 2012).

Con respecto a la capacidad de retención de materia orgánica en Espumos y Santaurco, las mayores cantidades se registraron en grava, mientras que Mónica indico menor retención, y una inclinación por piedra, en el caso de El Carmen 1 se registrarón los dos sustratos (grava y piedra). Los macroinvertebrados bentónicos encontrados en estas mismas áreas indican que existe mayor abundancia de los raspadores, colectores-recolectores, predadores y ausencia de trituradores colectores-filtradores en el tramo Espumos donde la presencia de materia orgánica es mayor en grava. (Velazquez y Miserendino 2003), indica que los raspadores presentaron mayor biomasa en sustratos duros (gravas). La ausencia de trituradores puede estar relacionada a la exposición de mayor superficie de agua a la luz del sol, pues el número de trituradores disminuye en estas condiciones (Ladrera - Fernández 2012), ya que (Ponton, 2012), menciona que la vegetación de ribera influye directamente en las poblaciones de trituradores.

La heterogeneidad del hábitat fluvial se considera actualmente como uno de los principales factores de influencia de la riqueza de especies de invertebrados acuáticos (Voelz & McArthur, 2000). Bajo esta premisa se han desarrollado técnicas y métodos de muestreo en ríos para evaluar la calidad biológica en función de los macroinvertebrados, y en los cuales se contempla el muestreo de todos los hábitats fluviales existentes para obtener listados exhaustivos de las especies presentes(Pardo et al., 2002).

6. CONCLUSIONES

Del proceso de investigación se concluye que:

- Los bosques de ribera son por lo tanto, fundamentales para la regulación y mantenimiento de nuestros ecosistemas, ríos y quebradas y macroinvertebrados; a pesar de ello, han sido uno de los ecosistemas más intervenidos por las actividades humanas y en muchas zonas, prácticamente han desaparecido transformándoles en zonas agrícolas, ganaderas y en zonas urbanas.
- El grupo funcional raspador fue dominante en el tramo El Carmen 1 y Espumos, su presencia se atribuye al buen estado que presentan las zonas de ribera
- Las características morfométricas de las microcuencas estudiadas presentaron resultados similares, donde la mayoría de macroinvertebrados registrados en las microcuencas evaluadas corresponde a los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera, indicadores buena calidad del agua.
- En total se contabilizaron 26 familias de macroinvertebrados bentónicos con 731 individuos distribuidos en las microcuencas. Siendo la microcuenca El Carmen 1, la zona donde existe mayor abundancia de macroinvertebrados bentónicos y además las condiciones de las zonas de ribera se encuentran en un buen estado de conservación
- Con respecto a la diversidad de macroinvertebrados, los índices Simpson, Shannon-Wiener y Margalef manifestaron diversidad media en las dos microcuencas; lo que es común en ecosistemas de zonas tropicales, con una abundancia de individuos notoria en la microcuenca El Carmen 1.
- El género Baetodes perteneciente al orden Ephemeroptera fue dominante en todas las zonas evaluadas, este género se caracteriza por ser indicadores de aguas frías y bien oxigenadas

7. RECOMENDACIONES

Analizados los resultados y establecidas las conclusiones se recomienda lo siguiente:

- Ampliar las zonas de evaluación en las microcuencas en estudio, así como realizar un muestreo a largo plazo, acompañados de análisis físicos y químicos de los caudales procesados, para de esta forma obtener resultados de alta confiabilidad

- Continuar con investigaciones relacionadas a los grupos funcionales de macroinverterados bentónicos en lechos fluviales, ya que este tipo de investigaciones son escasos en nuestro medio

- Considerando que el ambiente es el lugar en el que habitamos, se recomienda la elaboración de proyectos, campañas y estrategias de conservación que permitan mejorar el estado de las microcuencas, ya que en el caso de la microcuenca El Carmen, es fuente de suministro de agua para la ciudad de Loja.

8. BIBLIOGRAFIA

Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). 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, 28(1), 35–64.

Aguirre, Z y Delgado, T.2005. Vegetación de los bosques secos de cerro negrocazaderos, occidente de la provincia de loja. Un reporte de las evaluaciones ecológicas y socioeconómicas rápidas. Ecociencia. Disponible en: http://www.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/45642.pdf. Consultado el 04 de Abril del 2015.

Allan,J y Castillo M. 2007. Stream Ecology: Structure and función of runing waters. Dordrecht:SPRINGER.

Alvarado, Z., & Barreno, H. (2010). Composición de macroinvertebrados acuáticos en bromelias de un bosque de Composición de macroinvertebrados acuáticos en bromelias de un bosque de altura, El Paraíso, Honduras.

Álvarez, M. (2011). Estudio De La Variabilidad Espacio-Temporal De Las Comunidades De Macroinvertebrados Bentónicos En Los Ecosistemas Fluviales De Cantabria. Repercusiones Para La Aplicación De La Directiva Marco Del Agua. Licenciatura En Historia, 97. Retrieved from http://www.unican.es/NR/rdonlyres/F56FA5C0-9091-40B0-96F0-02B730A56638/67862/guiadocentesegundoyterceronopresencialesdefinitiva.pdf#page=97

Alvarez,M. 2009. Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria. Repercusiones para la aplicación de la directiva marco del agua. Ph.D. tesis Doctoral. DPTO. De ciencias y técnicas del agua y del medio ambiente grupo de emisarios submarinos e hidráulica ambiental.

Alvarez,S Pérez,L.2007. Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del Yeguare, Honduras. Disponible en:

http://bdigital.zamorano.edu/bitstream/11036/524/1/T2516.pdf. Consultado el 04 de Abril del 2015.

Ambrosio, E. (2014). Hábitats y grupos funcionales alimentarios de los macroinvertebrados bentónicos en la costa bonaerense del río de la plata: relación con la contaminación.

Anaya Fernandez, O. G. (2012). Caracterizacion Morfométrica de la Cuenca Hidrográfica Chinchao, Distrito de Chinchao, Provincia Huanuco, Region Huanuco. Universidad Nacional Agraria de La Selva, 1–88.

Arce, M., & Leiva, M. (2009).Determinación de la calidad de agua de los ríos de la ciudad de loja y diseño de líneas generales de acción para su recuperación y manejo. Universidad Técnica Particular de Loja.

Armijos, D y Valarezo, K.2010.diversidad de Anfibios y reptiles de un bosque seco en el sur Occidente del Ecuador. Revista Ecología forestal revista de la carrera de ingeniería forestal Vol. 1 No. ISSN 1390-6135. Disponible en: http://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/330/1/DIVERSIDAD%20DE%20ANFIBIOS.pdf. Consultado el 04 de Abril del 2015

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.

Arroyo, C., & Encalada, A. (2000). Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en bosque de neblina montano, 11–16.

Arteaga J.; Ayala G.; Briseño J.; Gonzalez J.;Granda A.,Luzuriaga R., Vasquez C.2014. Microcuencas abastecedoras de agua para la ciudad de Loja. Disponible en: https://www.academia.edu/10910728/microcuencas_abastecedoras_de_agua_para_la_ciudad_de_loja. Consultado el 14 de Julio del 2015.

Betancourth, J.2007. Análisis estacional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en un tramo del río portoviejo. Tesis Biol. Universidad de Guayaquil. Facultad de ciencias naturales escuela de Biología.

Bott, R. (2014). Protocolo simplificado y guia de evaluación de la calidad ecologica de ríos andinos (CERA-S). Igarss 2014. http://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2

Burneo, D. (2008). Propuesta Sistema Tarifario.

Cachipuendo, R. (2007).Diagnostico biofísico y socioeconómico de la subcuenca del río "la chimba", a través un sistema de información geográfica. Pontificia universidad catolica del ecuador.

Carvacho Aránguiz, C. A. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del limari en chile, 62.

Cerignoni, F. J., & Rodrigues, V. A. (2015). Análisis morfométrico de la microcuenca "C" núcleo Cunha, São Paulo, Brasil. Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales, (41).

Cotler, H., Galindo Alcantar, A., González Mora, I. D., Pineda López, R. F., & Ríos Patrón, E. (2013). Cuencas Hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión. Semarnat, 36.

Covich, A.1988. Geographical and historical comparisons of neotropical streams – biotic diversity and detrital processing in highly variable hábitats. Journal of the north American Benthological Society 7: 361-386.

Domínguez y H.R. Fernández (Eds.). Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán. Argentina (en prensa).

Domínguez, F. M., & Gómez-tagle, A. G. (2007). El análisis morfométrico con sistemas de información geográfica, una herramienta para el manejo de cuencas, 58330.

Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). El río como ecosistema - Cap. 2. Conceptos Y Técnicas En Ecología Fluvial.

Encalada, A. (2010). Funciones ecosistémicas y diversidad de los ríos: Reflexiones sobre el concepto de caudal ecológico y su aplicación en el Ecuador. Polemika, (5), 40–47.

Encalada,A. 2013. Funciones ecosistémicas y diversidad de los ríos Reflexiones sobre el concepto de caudal ecológico y su aplicación en el Ecuador.Universidad San Francisco de Quito. Disponible en: https://www.usfq.edu.ec/publicaciones/polemika/Documents/polemika005/polemika005_007_articulo004.pdf. Consultado el 04 de Abril del 2015.

Faustino, J. (2014). Manejo Integrado de Cuencas con énfasis en Cambio Climático, (506).

Fernández R., D.S., J.L. Oropeza M., M.R. Martínez M., B. Figueroa S., y O.L. Palacios V. 1999. Aplicación del modelo hidrológico SWRRB en la cuenca del río "El Tejocote", Atlacomulco, estado de México. Agrociencia 33: 1-9.

Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E., & Parra, O. (2003). Macroinvertebrados bentonicos como indicadores de calidad de agua de rios del sur de Chile. Revista Chilena de Historia Natural, 76(2), 275–285. http://doi.org/10.4067/S0716-078X2003000200012

Fischer J., Lindenmayer D.B., and Manning A. (2006). Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscape. Front Ecol. Environ. 4(2): 80–86

Flombaum, P, y Sala, O. (2011). Efectos de la biodiversidad sobre el funcionamiento de los ecosistemas. In J Simonetti & R Dirzo (Eds.), Conservación Biológica: perspectivas desde América Latina (en línea) (pp. 49 - 62). Santiago de Chile, CH: Universidad de Chile. Retrieved from http://sala.lab.asu.edu.

FORAGUA.2010. Cuarto informe nacional para el convenio sobre la Diversidad Biológica. Disponible en: https://www.cbd.int/doc/world/ec/ec-nr-04-es.pdf. Consultado el 04 de Abril del 2015.

Fuentes, J. D. J. (2004a). Análisis morfométrico de cuencas: Caso de estudio del Parque Nacional Pico de Tancítaro. Instituto Nacional de Ecología, 1–47. Retrieved from

http://www.inecc.gob.mx/descargas/cuencas/morfometria_pico_tancitaro.pdf

Gamboa, M., Reyes, R., & Arrivillaga, J. (2008). Revisiones Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. Boletín De Malariología Y Salud Ambiental, XLVIII(September 2015), 109–120.

Goldberg, J. (2007). Valoración económica de las cuencas hidrográficas: Una herramienta para el mejoramiento de la gestión de los recursos hidrográficos. Retrieved from http://www.oas.org/dsd/Water/INFORMfinaltallerspanish.pdf

González G., S. M., Ramírez, Y. P., Meza S., A. M., & Dias, L. G. (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. Boletín Científico Museo de Historia Natural, 16(2), 135–148.

Gonzalez, A. (2004). Análisis morfometrico de la cuenca y de la red de drenaje del rio zadorra y sus afluentes aplicado a la peligrosidad de crecidas.

González, A. I. (2004). Análisis morfométrico de la cuenca d y de la red de drenaje del rió zadorra y sus afluentes aplicado a la peligrosidad de crecidas. Retrieved january 23, 2016, from http://boletin.age-geografia.es/articulos/38/17 ibisate 311-329.pdf

Graca,M. 2001. The role of invertebrates on leat litter descompositión in steams- A review. International eview of hidrobiology 86: 383- 393.

Guerrero, e. y F. López. 1993. Árboles nativos en la provincia de Loja. Fundación Ecológica Arcoíris. Loja.

Hanson, P., Springer, M., & Ramirez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. Revista de Biología Tropical, 58(Suppl. 4), 3–37.

Hauer F. R: y Resh V. H., 2006. Macroinvertebrates. In: R. Hauer y G. Lambert (Editores), Methods in stream ecology. Academic Press, Nueva York, USA, pp. 435-464.

Ibáñez, S., Moreno, H., & Gisbert, J. (2010). Morfología de las cuencas hidrográficas. Universidad Politécnica de Valencia, 12.

INIAP. 2008. Estado de los Recursos Filogenéticos para la Agricultura y la Alimentación en Ecuador. Quito-Ecuador. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIAP).

Jacobsen, D. 1998: The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams. Archiv für Hydrobiologie, 158, 145-167.

Jacobsen, D., Schultz, R. y Encalada A. 1997: Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. Freshwater Biology, 38, 247-261.

Jaramillo, G. (2014). Desarrollo de la Fase de Análisis y Diagnóstico del Sistema Ambiental del PDyOT de la provincia de Loja, utilizando herramientas SIG, 221.

Jardí, M. (1985). Forma de una cuenca de drenaje. Análisis de las variables morfométricas que nos la definen. Revista de Geografía, 19, 41–68. Retrieved from http://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/10782/Morfolog?a de una cuenca.pdf

Ladrera - Fernández, R. (2012). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos. Páginas de Información Ambiental, 24–29.

Lamberti, G; Gregory, L; Wildman, R and Steinman, A. 1989. Influence of cannel geomorphology on retention of dissolved and particulate matter in a cascade Mountain Stream. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW -110: 33-39

Llambí, L., & Lindemann, T. (2003). Enfoque de Cuencas, 1–4.

Lozano, P. (2002). Los tipos de bosque en el sur de Ecuador. En Z. Aguirre M., J. E. Madsen, E. Cotton y H. Balslev (eds.), Botánica Austroecuatoriana: Estudios sobre los recursos vegetales en las provincias de El Oro, Loja y Zamora-Chinchipe. Pop 29-50. Ediciones Abuya Yala, Quito.

Ludeña, I. 2013. Calidad de agua en los ríos zamora huayco y zamora desde las captaciones el Carmen, San simón Pizarros y Jipiro, hasta el río San Francisco en los cantones Loja y Zamora.

Marhooko,J; Morara,G and Leichftfried. 2001. Leaf litter transport and retention in a tropical Rift Valley stream: an experimental approach. Hydrobiology 443: 9-18

Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T - Manuales Y Tesis SEA, 1, 84. http://doi.org/10.1371/journal.pone.0103709

Motta-Díaz, A., Nieto, C., & Aranguren-Riaño, N. J. (2012). New reports of the genus Baetodes Needham and Murphy (Ephemeroptera: Baetidae) from Colombia. Entomotropica, 27(1), 45–47.

Muñoz, D., & Ospina, R. (1999). Guía para la identificación genérica de los ephemeroptera de la sabanade bogotá, colombia. Ninfas y algunos géneros de adultos. Actual Biol 21, 47–60.

Norris Rh & Cp Hawkins (2000) Monitoring River Health. Hydrobiologia 435: 5-17

Oscoz, J. (2009). Guía de Campo Macro- invertebrados de la Cuenca del Ebro, 128.

Palmer, M; Arensburger, P; Martín, P and Denman, D.1996. Disturbance and patch specific responses: The interative effects of woody debris and floods on lotic invertebrates. O ecología 105: 247-257.

Pardo, I., Alvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., … Vidal-Abarca, M. R. (2002). El habitat de los rios mediterraneos. Diseño de un indice de diversidad de habitat. Limnetica, 21(3-4), 115–133. http://doi.org/0213-8409

Patricio, C., Flores, V., & Villamarín, C. (2008). 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, Tesis Doct.

Pino, W., Mena, D., Mosquera, M., Caicedo, K., Palacios, J., Castro, A., & Guerrero, J. (2003).Diversidad de macroinvertebrados y evaluación de la calidad del agua

de la quebrada la bendición, municipio de quibdó (chocó, colombia) Diversity, 8(2), 23–30.

Pontón, J. F. (2012). El rol de los macroinvertebrados acuáticos en la descomposición de hojarasca en ríos altoandinos tropicales.

Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2006). Los Macroinvertebrados Como Indicadores De Calidad De Las Aguas. Macroinvertebrados Bentonicos Sudamericanos, 645.

Prat, N.; Ríos, B.; Acosta, R.; Rieradevall, M.2008. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas.

Racca, J. M. G. (2007). Análisis hipsométrico, frecuencia altimétrica y pendientes medias a partir de Modelos Digitales del Terreno. Boletín Del Instituto de Fisiografía Y Geología, 77, 31–38.

Ramírez, A., & Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Studies on Latin American freshwater macroinvertebrates: recent advances and future directions. International Journal of Tropical Biology and Conservation, 62(April), 9–20. Retrieved from http://www.revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/15775/15140

Rash, V, 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. Enviaron. Monet. Ascesis. 138: 131–138.

Ríos, B. y Prat, N. 2004: Estudios de las condiciones de referencia de las cuencas del río Pita, San Pedro y Machinara. Departamento de Ecología, Universito de Barcelona. Catalunya-España

Rios.B.2008. Comunidades de Macroinvertebrados en un rio Ato andino: Importancia del microhabitats, dinámica de la deriva, papel de la materia orgánica y relevancia de la ovoposición. Universidad de Barcelona.

Roldán, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Antioquia.

Roldán, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Antioquia.

Roldán, G. 1996. Guía para el estudio de macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquía. Primera reimpresión. Presencia Ltda. Colciencias, Universidad de Antioquia, Bogotá – Colombia.

Roldán, G. 1999. Los Macroinvertebrados y su Valor como Indicadores de la Calidad de Agua. Departamento de Biología. Universidad de Antioquia, Medellín - Colombia.

Rosenberg Dm & Vh Resh (1993). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates Chapman & Hall, New York, New York, Usa. 488

Segnini, S. (2003). El uso de macroinvertebrados béntonicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. Ecotropicos, 16(2), 45–63.

Segnini, S.2001. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. ECOTROPICOS 16(2):45-63 2003 Sociedad Venezolana de Ecología. Disponible en: http://webdelprofesor.ula.ve/ciencias/segninis/publicaciones/uso_macroinvertebrados.pdf. Consultado el 04 de Abril del 2015.

Shahid Naeem, Chair, F.S. Chapin III, Robert Costanza, Paul R. Ehrlich, Frank B. Golley, David U. Hooper, J.H. Lawton, Robert V. O'Neill, Harold A. Mooney, Osvaldo E. Sala, Amy J. Symstad, y David Tilman. 1999. La Biodiversidad Y El Funcionamiento De Los Ecosistemas: Manteniendo Los Procesos Naturales Que Sustentan La Vida. Topicos en Ecologia. Disponible en: http://www.esa.org/esa/wp-content/uploads/2013/03/numero4.pdf. Consultado el 0 de abril del 2015.

Springer, M. 2006. Clave taxonómica para larvas del orden Trichoptera (Insecta) de Costa Rica: Rev. Biol. Trop. no. 54 (1): 273-286.

Tomanova, S., Goitia, E., & Helešic, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. Hydrobiologia, 556(1), 251–264. http://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5

Udelar, F. (2010). Sistema Hidrologico.

UNAM. (1998). Características Hidrológicas De La Cuenca, 29–48.

Velásquez, S. M., & Miserendino, M. L. (2003). Análisis de la materia orgánica alóctona y organización funcional de macroinvertebrados en relación con el tipo de hábitat en ríos de montaña de Patagonia. Ecologia Austral, 13(1), 67–82.

Villamarín, C. (2008). 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, Tesis Doct.

Villegas, P. (2013). Análisis Morfométrico de una cuenca, (L), 5.

Vogel, J. (2008). Macroinvertebrados Acuáticos. Retrieved from http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:No+Title#0\nhttp://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:No+title#0

Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. Annual Review of Entomology, 41(131), 115–139. http://doi.org/10.1146/annurev.ento.41.1.115

9. ANEXOS

ANEXO 1. Cotas (máximas, mínimas y promedios) y área de la microcuenca El Carmen

No	Cotas (m.s.n.m.)			Área (km^2)		
	Mínimo	Máximo	Promedio	Intervalo	Acumulada	% acumulada
1	2339	2426	2383	0,1672	4,7716	100,0000
2	2427	2513	2470	0,4178	4,6044	96,4959
3	2514	2600	2557	0,6178	4,1866	87,7400
4	2601	2688	2645	0,7661	3,5688	74,7925
5	2689	2775	2732	0,6448	2,8027	58,7371
6	2776	2862	2819	0,4923	2,1579	45,2238
7	2863	2949	2906	0,3904	1,6656	34,9065
8	2950	3037	2994	0,4351	1,2752	26,7248
9	3038	3124	3081	0,3729	0,8401	17,6063
10	3125	3211	3168	0,2617	0,4672	9,7913
11	3212	3297	3255	0,1780	0,2055	4,3067
12	3299	3386	3343	0,0275	0,0275	0,5763
				4,7716		

ANEXO 2. Cotas (máximas, mínimas y promedios) y área de la microcuenca Mónica

N°	Cotas (msnm)			Area Km2		
	mínimo	máximo	promedio	intervalo	acumulado	%acumulado
12	3324	3416	3370	0,147	0,147	2,677
11	3231	3323	3277	0,216	0,363	6,628
10	3138	3230	3184	0,259	0,622	11,360
1	2304	2396	2350	0,264	0,885	16,175
9	3046	3137	3092	0,309	1,195	21,827
8	2953	3045	2999	0,392	1,586	28,984
2	2397	2489	2443	0,475	2,062	37,666
7	2860	2952	2906	0,516	2,578	47,093
3	2490	2581	2536	0,596	3,174	57,984
6	2768	2859	2814	0,700	3,874	70,771
4	2582	2674	2628	0,737	4,610	84,233
5	2675	2767	2721	0,863	5,473	100,000

ANEXO 3. Pendiente media del cauce principal de la microcuenca El Carmen

Cauce	Mean	
1	38,782291	
2	51,851264	
3	66,18904	
4	77,106036	
5	69,571321	
6	60,691747	
7	78,784308	
	442,976007	**63,2822867**

ANEXO 4. Cotas max- min y rango altitudinal de la microcuenca El Carmen

Cota Max	3150
Cota Min	2350
Rango altitudinal	800
R_A/3	267

Cota min	2320
Cota max	3400
Rango Altitudinal	360
R_A/3	1080

ANEXO 5.longitud de la red Hídrica de la microcuenca El Carmen

Orden	longitud
1	3927,1983
2	2786,8682
3	363,9205
Total	**7077,987**

ANEXO 6. Zona alta, media y baja de la microcuenca el Carmen

ZONAS	Z(1, 2, 3)+ R-A	TOTAL
Z1	2350	2617
Z2	2617	2883
Z3	2883	3150

ANEXO 7. Zona alta, media y baja de la microcuenca Mónica

ZONAS	Z(1, 2, 3)+ R_A	TOTAL
Z1	2320	2680
Z2	2680	3040
Z3	3040	3400

ANEXO 8. Coberturaa vegetales presentes en la microcuenca El Carmen

Cobertura Vegetal	**Area (ha)**
Pastizal	16,47
Páramo	51,29
Matorral	26,83
Área sin vegetación	1,8
Bosque	381,87

ANEXO 9. Coberturaa vegetales presentes en la microcuenca Mónica

Cobertura Vegetal	**Area (ha)**
Bosque	392,40
Pastizal	60,96
matorrral	26,16
Paramo	65,54
Areas sin vegetación	1,18
Plantacion	3,35

ANEXO 10. Categorización de la cobertura vegetal en las zonas de estudio.

Tipo de cobertura	Descripción
Bosque nativo (nivel II), que corresponde a bosque en el nivel I	Comunidad vegetal que se caracteriza por la dominancia de árboles de diferentes especies nativas, edades y portes variados, con uno o más estratos.
Plantación forestal (nivel II), que corresponde a bosque en el nivel I	Masa arbórea establecida antrópicamente con una o más especies forestales.
Matorral o vegetación arbustiva (nivel II), que corresponde a vegetación arbustiva y herbácea en el nivel I	Áreas con un componente substancial de especies leñosas nativas no arbóreas. Incluye áreas degradadas en transición a una cobertura densa del dosel.
Pastizal (nivel II), que corresponde a tierra agropecuaria en el nivel I	Vegetaciones herbáceas dominadas por especies de gramíneas y leguminosas introducidas, utilizadas con fines pecuarios, que para su establecimiento y conservación, requieren de labores de cultivo y manejo.
Páramo (nivel II), que corresponde a vegetación arbustiva y herbácea en el nivel I	Vegetación tropical alto andino caracterizada por especies dominantes no arbóreas que incluyen fragmentos de bosque nativo propios de la zona.
Área sin vegetación (cuerpo de agua y deslizamientos)	Deslizamientos, movimientos en masa que se generan debido a la geodinámica externa, siendo la pendiente topográfica y la altura de las laderas, los factores que condicionan el desarrollo de deslizamientos, caída de rocas y reptación, contribuyendo a la inestabilidad del terreno.
	Cuerpo de agua, área que se encuentra cubierta o saturada de agua estática o en movimiento, natural o artificial que reposa sobre la superficie terrestre por todo o una parte del año.