



UNIVERSIDAD TÉCNICA PARTICULAR DE LOJA

La Universidad Católica de Loja

ÁREA BIOLÓGICA

TÍTULO DE INGENIERO EN GESTIÓN AMBIENTAL

Descomposición de materia orgánica en ríos andinos: efectos del cambio de uso de suelo y de la calidad de la hojarasca.

TRABAJO DE TITULACIÓN

AUTORA: Luna Asanza Nathali Soledad

DIRECTOR: Iñiguez Armijos Carlos Alberto, Ing.

LOJA-ECUADOR

2016



Esta versión digital, ha sido acreditada bajo la licencia Creative Commons 4.0, CC BY-NY-SA: Reconocimiento-No comercial-Compartir igual; la cual permite copiar, distribuir y comunicar públicamente la obra, mientras se reconozca la autoría original, no se utilice con fines comerciales y se permiten obras derivadas, siempre que mantenga la misma licencia al ser divulgada. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>

Septiembre, 2016

APROBACIÓN DEL DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Ingeniero

Carlos Alberto Iñiguez Armijos.

DOCENTE DE LA TITULACIÓN

De mi consideración:

El presente trabajo de titulación: Descomposición de materia orgánica en ríos andinos: efectos del cambio de uso de suelo y de la calidad de la hojarasca, realizado por Nathali Soledad Luna Asanza, ha sido orientado y revisado durante su ejecución, por cuanto se aprueba la presentación del mismo.

Loja, febrero de 2016

Ing. Carlos Alberto Iñiguez Armijos

Director del trabajo de fin de titulación

DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS

"Yo, Nathali Soledad Luna Asanza declaro ser autora del presente trabajo de titulación: Descomposición de materia orgánica en ríos andinos: efectos del cambio de uso de suelo y de la calidad de la hojarasca, de la Titulación de Gestión Ambiental, siendo Carlos Alberto Iñiguez Armijos director del presente trabajo; y eximo expresamente a la Universidad Técnica Particular de Loja y a sus representantes legales de posibles reclamos o acciones legales. Además certifico que las ideas, conceptos, procedimientos y resultados vertidos en el presente trabajo investigativo, son de mi exclusiva responsabilidad.

Adicionalmente declaramos conocer y aceptar la disposición del Art. 88 del Estatuto Orgánico de la Universidad Técnica Particular de Loja que en su parte pertinente textualmente dice: "Forman parte del patrimonio de la Universidad la propiedad intelectual de investigaciones, trabajos científicos o técnicos y tesis de grado o trabajos de titulación que se realicen con el apoyo financiero, académico o institucional (operativo) de la Universidad"

Autora: Nathali Soledad Luna Asanza

Cédula: 1105160459

DEDICATORIA

A los dos seres que me han guiado en cada paso de mi vida.

A mi madre por su apoyo y sacrificio.

A mi hermana por su excepcional ejemplo.

Nathali

AGRADECIMIENTO

Mis más sinceros agradecimientos al Ing. Carlos Iñiguez, director de tesis, por su valiosa y acertada dirección en el presente trabajo.

A todas las personas que desinteresadamente de una u otra manera han colaborado en el presente, así como también a los docentes que a lo largo de mi vida universitaria compartieron sus conocimientos para formarme integralmente en el ámbito profesional y personal.

Nathali Luna

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Contenido

APROBACIÓN DEL DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN	ii
DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS.....	iii
ÍNDICE DE CONTENIDOS.....	vi
ÍNDICE DE TABLAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	viii
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN.....	3
CAPITULO I.....	6
1. 1 Marco Teórico	7
1.1.1 Los ríos.....	7
1.1.2 Dinámica de la materia orgánica.....	11
1.1.3 Factores que afectan la descomposición de la materia orgánica.	14
1.1.4 Calidad de la Materia Orgánica.....	16
1.1.5 Importancia de la vegetación riparia.....	17
CAPITULO II.....	19
2.1 Materiales y métodos	20
2.1.1 Área de estudio y caracterización de los sitios.....	20
2.1.2 Variables físico-químicas.....	21
2.1.3 Procedimientos experimentales	22
2.1.4 Análisis de los datos	24
CAPITULO III.....	25
3.1 Resultados y discusión.....	26
3.1.1 Efectos del uso del suelo sobre las tasas de descomposición.	26
3.1.2 Efectos de la calidad de hojarasca sobre las tasas de descomposición.....	29

3.1.3 Uso de suelo x tipo de hojarasca.	31
CONCLUSIONES.....	32
RECOMENDACIONES.....	34
BIBLIOGRAFÍA.....	35
ANEXOS	43

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Variables físico- químicas.....	22
Tabla 2. Resultados del modelo linear mixto aplicado a las tasas de descomposición (k grado-día ⁻¹)	26

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo..	20
Figura 2. Ejemplo de los ríos estudiados por cada uso de suelo y descripción general de las características de la vegetación de ribera.	21
Figura 3. Tasas de descomposición en bolsas de malla fina y gruesa con hojarasca de aliso (A), crotón (B), y eucalipto (C).	28
Figura 4. Tasas de descomposición en bolsas de malla fina y gruesa con diferentes tipos de hojarasca de expuestas en ríos de bosque (A), bosque y pastizal (B), y pastizal (C).....	28

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Diseño experimental	44
---	----

I. Glosario y listado de abreviaturas:

- Materia aloctona: materia orgánica proveniente del medio terrestre, desde el bosque circundante.
- CID: carbono inorgánico disuelto
- COD: carbono orgánico disuelto
- MOPG: materia orgánica particulada gruesa
- MOPF: materia orgánica particulada fina
- MOD: materia orgánica disuelta
- MO: materia orgánica
- PSLC: peso seco libre de cenizas
- $k:d$ tasa de descomposición expresada en días
- $k.dd$: tasa de descomposición expresada en grados-días (dd: degrees-days)
- ANOVA: Análisis de varianza
- MLM: Modelos lineales mixto

RESUMEN

La descomposición de hojarasca es indicador ecológico de los cambios en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos afectados por actividades humanas. La presente investigación evalúa el efecto de diferentes prácticas de uso de suelo y de tipo de hojarasca sobre las tasas de descomposición. Se usó una metodología de bolsas de hojarasca de malla fina y gruesa para estimar las tasas de descomposición en nueve ríos con diferentes usos de suelo (bosque nativo, pastizales, bosque-pasto) utilizando dos tipos de hojarasca nativa (aliso y croton) y una exótica (eucalipto). Las tasas de descomposición eran más lentas en los ríos que atraviesan pastos que en los que circulan por los usos de bosque-pasto y bosque. Tasas de descomposición fueron similares entre ambos tipos de hojarasca nativa y ambos fueron mayores a la descomposición en la especie exótica. Nuestros resultados sugieren que el cambio del uso de suelo puede reducir el procesamiento de la materia orgánica, y que la introducción de plantas exóticas en las riberas puede alterar la dinámica de hojarasca en las corrientes de los Andes.

Palabras clave: manejo de riberas; ríos andinos; tasas de descomposición; tipo de hojarasca; uso de suelo.

ABSTRACT

Leaf litter breakdown is an ecological indicator of stream ecosystem functioning that can be altered by human activities. This study evaluates the effect of different land use practices and litter type on breakdown rates. A leaf litter bag assay was used to estimate the breakdown rates in nine streams with different land use cover (native forest, pastures, forest-pasture) using two types of native leaf litter (*Alnus acuminata* and *Croton rimbachii*) and one exotic one (*Eucalyptus globulus*). Coarse and fine mesh sizes were used for the leaf litter bag assay. Breakdown rates were slower in pasture streams than in forest-pasture and in forest streams. Breakdown rates were similar between both types of native leaf litter and both were higher than exotic one. Our results suggest that land use change can reduce the processing of organic matter, and that introduction of exotic plants along the riparian margins can alter the leaf litter dynamics in Andean streams.

Key words: Andean streams; breakdown rate; land use; litter type, riparian management.

INTRODUCCIÓN

La vinculación de los sistemas terrestre-acuáticos es un aspecto relevante en cuanto a ecología de ríos debido al aporte de materia orgánica alóctona que los sistemas fluviales reciben de forma periódica o continua, especialmente aquellos ríos de orden inferior (Moser, 1991). La mayor parte de la energía de los ríos, es aportada por la vegetación riparia, que no es más que la vegetación azonal que se encuentra entre el ecosistema terrestre y acuático (Elosegi & Díez, 2009); esta vegetación que es vital en el mantenimiento de la productividad proporcionando flujos de materia orgánica (MO) que es utilizada como fuente de energía para la red alimentaria acuática (Abelho, 2001). Los aportes de material vegetal alóctono pueden ser de dos tipos según su persistencia o su tiempo en descomponerse en los ríos. Uno de ellos es el que se degrada fácilmente, debido a su composición química que lo hace más lábil para los microorganismos; el segundo en cambio es mucho más resistente a la degradación microbiana por contener compuestos como lignina, celulosa, o inhibidores de la actividad bacteriana y fúngica, como los fenoles que retrasan su descomposición (Pozo et al., 2009), por ello es primordial que el corredor vegetal ripario, esté dotado de especies que brinden entradas de material que se degrada con facilidad, es decir de mejor calidad. Además, el flujo de material vegetal alóctono es de mucha relevancia en arroyos que discurren bajo un dosel arbóreo que limita fuertemente la entrada de luz, con pendiente elevada, y escasez de nutrientes, lo que dificulta el crecimiento de los productores primarios, por lo tanto la comunidad de heterótrofos depende del alimento alóctono que ingresa como material particulado grueso (MOPG) tales como hojas, frutos, ramas, etc (Pozo et al., 2009) desde aguas arriba o desde el medio terrestre circundante, poniendo de manifiesto la importancia del bosque ripario para el ecosistema fluvial (Naiman et al., 2005).

La hojarasca es el mayor componente de los aportes alóctonos totales (Abelho, 2001). La descomposición de esta ha sido propuesta y usada como medio para evaluar la integridad funcional de los ecosistemas acuáticos, especialmente por el importante rol que tiene en el ciclo de nutrientes, el efecto que muestra ante las perturbaciones antrópicas y lo relativamente fácil de su implementación (Gessner & Chauvet, 2002). La determinación de la tasa de descomposición de hojarasca es un método eficaz, sencillo y de costo relativamente bajo de evaluación; que no sólo facilita la identificación de los cambios en el funcionamiento de los ecosistemas, sino que también pueden aumentar la vigilancia biológica de rutina de los ríos afectados por una variedad de factores de estrés antropogénico, como el efecto de efluentes mineros (Scheiring, 1993; Schultheis et al.,

1997), acidificación (Dangles et al. 2004), enriquecimiento de nutrientes (Elwood et al., 1981; Woodward et al., 2012), plantaciones de especies exóticas (Pozo et al., 1998; Hladysz et al., 2011), y el uso de suelo (Sponseller et al., 2001). Por lo tanto es un método que permite evaluar la sensibilidad del ecosistema frente a diferentes factores de estrés como los antes mencionados.

El cambio de uso de suelo ha alterado las cuencas a gran escala, con incidencia más profunda en arroyos y ríos (Hladysz et al., 2010). La conversión de bosques en pastos es probablemente el cambio más destructivo de uso de la tierra debido a la modificación radical de la vegetación y la reducción de las oportunidades para la regeneración. Este cambio aumenta el ingreso de la luz que llega a la corriente y reduce las cantidades de materia orgánica alóctona (Bojsen & Jacobsen, 2005), ocasionando cambios en los organismos bentónicos que dependen directamente de estos aportes para su alimentación o hábitat. Por lo tanto produce también alteraciones en las tasas de procesamiento de la MO (Encalada et al., 2010) y a su vez modifica los flujos de energía y nutrientes en la base de las cadenas tróficas de transmisión, con profundas repercusiones en el funcionamiento del ecosistema (Murphy & Giller, 2001; Woodward, 2009).

Otro impacto de importancia, que va de la mano con el cambio de uso de suelo y que es fuente de estrés en los ecosistemas naturales, es la introducción de especies exóticas (Mack et al., 2000). Plantas que son particularmente problemáticas en la ecología de ríos (Naiman & Decamps, 1997). El eucalipto es una especie exótica que ha sido ampliamente plantada en el paisaje interandino (Brandbyge & Holm Nielsen, 1987). cuyos efectos de estas plantaciones han provocado bajas tasas de descomposición, y disminución de grupos de microorganismos y macroinvertebrados que degradan la MOPG (Abelho & Graça, 1996; Graça et al., 2002).

La evaluación de la relación entre la descomposición de la hojarasca y el uso del suelo en la cuenca ofrece la oportunidad para entender cómo se ven afectadas las corrientes (Young et al., 2008) y así tomar medidas para atenuar el impacto, como el diseño de programas de conservación y restauración de riberas.

La presente investigación evaluó los impactos de tres tipos de uso de suelo (1) Bosque, considerado como control. 2) Pastizal, considerado un uso de alta perturbación por poseer extensos pastos con riberas desprovistas de vegetación arbórea. Y 3) bosque-pastizal, de perturbación moderada, presenta pastos y riberas con vegetación arbórea y arbustiva) sobre las tasas de descomposición de hojarasca de tres especies de árboles. Sangre de drago (*Croton rimbachii*, Euphorbiaceae) especie nativa del bosque montano del sur del Ecuador y

naturalmente está presente en las riberas de cuencas poco intervenidas (Villa Caigua, 2009). Aliso (*Alnus acuminata*, Betulaceae) es originario de los Andes colombianos y actualmente usada para reforestar riberas de cuencas andinas (Murcia, 1997). Eucalipto (*Eucalyptus globulus*, Myrtaceae), introducida en el Ecuador hace 200 años para reforestación y ha sido ampliamente distribuida a lo largo de los Andes (Brandbyge & Holm Nielsen, 1987), Las tres especies mencionadas y usadas en el presente estudio se presentan comúnmente en las riberas de varias cuencas andinas afectadas principalmente por cultivos, pastizales y urbanización y contrastan en cuanto a sus características de calidad y de procedencia, lo que puede influir en las tasas de descomposición. Por lo tanto también se pretende evaluar el procesamiento de la materia orgánica en ríos Andinos de la hoya de Loja testando diferentes tipos de hojarasca de árboles en suelos con pastizales de diferente intensidad.

Con estos antecedentes, las hipótesis que se evaluaron en la presente investigación fueron:

H1: A mayor perturbación en el uso del suelo dentro de la cuenca, menor tasa de descomposición.

H2: La descomposición es mayor con hojarasca de especies nativas de árboles.

CAPITULO I

1. 1 Marco Teórico

1.1.1 Los ríos.

1.1.1.1 Generalidades.

Los ríos son ecosistemas complejos, poseen numerosos componentes que los caracterizan, como el caudal, el curso, la biota, etc. Los ríos son inmensamente importantes debido a que transportan en sus aguas: sales, sedimentos y organismos a todos los sistemas hídricos. Existe una enorme variedad de ríos, desde arroyos cortos que nacen a poca distancia de su desembocadura, hasta ríos de miles de kilómetros de longitud, siendo los pequeños arroyos los que dominan tanto en su longitud como en la superficie de cauce acumuladas por lo que es en ellos donde se dan buena parte de las interacciones entre el medio terrestre y el acuático. (Sergi Sabater & Elosegí, 2009).

En particular, los ecosistemas fluviales andinos son muy variables debido a la geografía de los Andes, ello provoca fluctuaciones en las características físicas y químicas de estos (Carrera & Gunkel, 2003; Jacobsen, 2004) como por ejemplo la disminución de la concentración de oxígeno y de la temperatura que varía a medida que aumenta la altitud (Jacobsen et al., 2003; Jacobsen, 2003).

1.1.1.2 Características.

Los ecosistemas fluviales, como todo ecosistema, está formado por componentes bióticos y abióticos que interactúan y se correlacionan unos con los otros. Así, las características físicas y químicas de todos los sistemas acuáticos, actúan juntas y determinan la naturaleza de los organismos acuáticos que lo habitan (FAO, 1980). Por ejemplo, en algunos ríos, al reducirse el caudal disminuye la velocidad del agua y se favorece la colonización de macrófitas; lo que incrementa la sedimentación y reduce la velocidad del agua que deriva en la modificación de la morfología del cauce.

La biodiversidad de las comunidades fluviales que son en gran parte las responsables de la degradación de la hojarasca, varía mucho de unas zonas a otras, como consecuencia de múltiples factores como el clima, factores históricos, biogeográficos, químicos, morfológicos y antropogénicos que difieren de un lugar a otro (Sabater et al., 2009). Para poder entender mejor las interacciones entre los componentes bióticos y abióticos del sistema fluvial es necesario conocer los factores que llevan a cabo este proceso:

1.1.1.2.1 Factores bióticos.

- Microorganismos autótrofos (algas):

Conformado por las algas bentónicas o planctónicas, son los productores primarios más importantes en ríos (Gómez et al., 2009), es decir, son la fuente principal del material autóctono dentro del río, pero tienen una aportación de menos el 1% de las entradas totales de energía en ríos de cabecera, y aportaciones importantes en ríos de orden superior (Fisher & Likens, 1973). Estos microorganismos pueden ya sea conformar el plancton o el bentos (Wetzel, 2001) y tienen gran importancia en la dinámica de la materia orgánica y nutrientes inorgánicos (Sabater et al., 2009).

La mayoría de las algas bentónicas están representadas por cianobacterias, algas verdes, diatomeas, y algas rojas; sin embargo las diatomeas son el principal grupo de algas en los ríos (Sabater, 2008).

- Bacterias & Hongos:

Las bacterias se encuentran tanto en el biofilm como en la columna de agua y varía según el sustrato al que se adhiera. Los hongos se encuentran sobre todo en hojas o ramas que ingresan al río, y también sobre sustratos inorgánicos del lecho. Estos organismos reciclan y reutilizan la materia orgánica que ingresa al ecosistema fluvial (Sabater et al., 2009), especialmente acondicionándola y aumentando la palatabilidad de detritus a los trituradores (Abelho, 2001).

Tanto bacterias y especialmente hongos se ven afectados por una serie de factores, que a su vez determinan su abundancia, el desarrollo y la actividad. Factores como la química del agua (especialmente el pH, alcalinidad, y la disponibilidad de nutrientes) afecta significativamente a hifomicetos acuáticos y por lo tanto su papel en la descomposición (Bärlocher, 1992); por ejemplo corrientes con pH ácido resultan en tasas de descomposición más lentas (McGeorge et al., 1991); niveles de nutrientes como el nitrógeno y fósforo limitan el crecimiento vegetativo y la reproducción de las comunidades de hongos asociados a la hojarasca y las tasas de procesamiento (Bärlocher, 1992; Chauvet et al., 1997), sin embargo los niveles altos de nutrientes disueltos pueden ocasionar una mayor actividad microbiana, la biomasa y la producción de conidios, y en las tasas de degradación más rápidas (Keller Suberkropp, 1991, 1998)

Factores físicos como la temperatura del agua también ejercen efectos sobre las comunidades de hongos y bacterias. El aumento de las temperaturas, aumenta la actividad microbiana y por ende acelera el procesamiento de la MO (Rowe et al., 1996).

- Macroinvertebrados:

Los macroinvertebrados son los principales consumidores de materia orgánica particulada, encontrándose en gran abundancia en todo tipo de ríos (Sabater et al., 2009). Los macroinvertebrados de ríos, incluyendo insectos, crustáceos, moluscos y otros grupos funcionales que se organizan en grupos basados en las similitudes en cómo la comida se recoge, y el tipo de alimento que consumen. Los grupos funcionales de macroinvertebrados, son: Herbívoros y raspadores, consumen las algas de las superficies de los sustratos; los trituradores, consumen la hojarasca acondicionada por microorganismo; depredadores, consumen otros animales; y los colectores-recolectores se alimentan de las abundantes partículas orgánicas finas procedentes de la descomposición de las hojas y detritus (Allan & Castillo, 2007).

Finalmente, la presencia o ausencia de algunos grupos funcionales de macroinvertebrados depende de la cobertura vegetal de las riberas, es decir, en los ríos bien iluminados abundan el grupo de ramoneadores, alimentándose de productores primarios como las algas; y en arroyos forestados, en cambio abundan los fragmentadores, alimentándose de la hojarasca que es su principal fuente de alimento (Sabater et al., 2009).

1.1.1.2.2 Factores abióticos según Borrego et al (1994).

En el agua de un río, la luz, el oxígeno, el dióxido de carbono, las sales minerales y ciertas condiciones de presión y temperatura son indispensables para la creación de vida. No obstante, el río tiene otras características propias como: la velocidad de la corriente y la naturaleza del cauce. Todos estos factores van a variar según el tramo del río que consideremos: tramo alto, medio o bajo.

- Luminosidad:

De las diferentes radiaciones que atraviesan la atmósfera y llegan a la superficie del agua una parte es absorbida y calienta el agua, otra parte de la radiación es reflejada, lo que determina el color del agua, y parte penetran e iluminan el agua, disminuyendo la luminosidad con la profundidad. Sólo en la zona iluminada es posible la fotosíntesis y es por ello que la luz determina la existencia o no de vegetales acuáticos.

Algunos factores que influyen sobre la luminosidad son: 1) los matorrales y árboles del río que existen, sobre todo, en los tramos medio y bajo. 2) el material en

suspensión que atenúa la luminosidad en profundidad. 3) el clima de la zona y la estación del año. Estos factores también influyen en la cantidad de oxígeno contenida en el agua.

- El oxígeno:

El oxígeno disuelto en el agua de un río proviene de los intercambios con la atmósfera y de la fotosíntesis. Debido a la agitación y turbulencia de los ríos, las aguas corrientes suelen estar bien oxigenadas. El oxígeno es poco denso, y al aumentar la profundidad en las aguas, el contenido de oxígeno disminuye. También disminuye cuando aumenta la temperatura porque la solubilidad se ve reducida y los animales desarrollan una actividad más intensa consumiendo más oxígeno.

- Los nutrientes:

Los vegetales acuáticos necesitan para su crecimiento de una serie de elementos químicos tales como: el carbono, el fósforo y el nitrógeno. La fuente del carbono es el CO₂ que se encuentra disuelto en el agua. Proviene de los intercambios con la atmósfera y de la respiración de los seres vivos.

Los nitratos y fosforo proceden de la descomposición bacteriana de la materia orgánica que se deposita en el fondo proveniente de los seres vivos que habitan el río, de los sedimentos y de los vertidos.

- La temperatura:

Las aguas de un río se calientan desde la superficie hacia el fondo, pero la turbulencia al mezclarlas atenúa las diferencias de temperatura. Existe, sin embargo, diferencias de temperatura en el tiempo (día/noche, estacionales), en el espacio, con aguas más frías en el curso alto que en el bajo, y según la orientación de las pendientes (norte o sur).

“La tasa de descomposición de la materia orgánica aumenta con la temperatura. Debido a ello, y con objeto de poder comparar tasas corrigiendo el efecto de la temperatura, las pérdidas se suelen expresar en función de *grados-días*, un concepto que representa una cantidad de calor acumulado en un cierto periodo de tiempo. El valor de *grados-días* se calcula como la suma de las temperaturas medias diarias durante un periodo determinado” (Pozo et al., 2009).

- Velocidad de las aguas:

Es el factor más característico del río, ya que el resto de los factores los podemos encontrar también en otras aguas dulces, incluso en el mar. La velocidad del agua depende de la pendiente, de la profundidad y de la anchura del río. Por ello, a lo largo del cauce de un río se pueden encontrar zonas de rápidos y zonas de remansos. En las zonas de rápidos, el fondo se mantiene libre de fangos y materiales sueltos y nos encontramos animales que son nadadores activos o con elementos de fijación. En las zonas de remansos la velocidad del agua es reducida y por ello los materiales tienden a depositarse en el fondo. Nos encontramos organismos que son nadadores, flotadores y de fondo.

- Naturaleza del cauce

La acción erosiva y transportadora del río depende del tipo de rocas que constituyen el cauce y su disposición. Así, no es lo mismo que la roca sea dura o blanda, soluble o insoluble, fracturada o no fracturada, con estratos dispuestos horizontal o verticalmente.

1.1.2 Dinámica de la materia orgánica.

1.1.2.1 Ingreso de materia orgánica.

La materia orgánica en sistemas lóticos tiene origen en dos fuentes principales: 1) materia autóctona, resultante de la producción fotosintética dentro de la corriente, y 2) materia aloctona terrestre, proveniente desde el bosque circundante (Dobson & Frid, 1998).

Las fuentes autóctonas solo proporcionan una pequeña parte de la energía total de los arroyos del bosque, tan solo el 1% de las entradas totales (Fisher & Likens, 1973). El pequeño aporte autóctono, da relevancia a los vínculos terrestre-acuáticos. Vitales en el mantenimiento de la productividad en los arroyos forestales pequeños, en los cuales la mayor parte de su energía es representada por los insumos de la materia orgánica terrestres (Abelho, 2001).

1.1.2.1.1 Material alóctono.

La hojarasca de la vegetación ribereña proporciona flujos de materia orgánica, denominada alóctona, que es utilizada como fuente de energía para la red alimentaria acuática. La cantidad de MO producida en los bosques y que entra en los arroyos varía

considerablemente y depende de factores como el clima, la vegetación, tipo de suelo, la edad de los árboles, y las características morfológicas de los arroyos (Hernandez et al., 1990). Los aportes alóctonos puede incluir hojas y fragmentos de hojas, partes florales, corteza, madera (ramas y ramitas), conos y frutos secos, frutas y otras partes de las plantas (Benfield, 1997). Aunque la composición de la hojarasca varía con el tipo de vegetación y la ubicación, las hojas suelen compensar el mayor componente, que comprende del 41% al 98% de los aportes alóctonos totales (Abelho & Graça, 1996; Abelho & Graça, 1998; Benson & Pearson, 1993; Oelbermann & Gordon, 2000). Además, el orden del río influye en la cantidad y composición de materia orgánica que ingresa al río; por ejemplo, el porcentaje de hojas es menor y el de madera es mayor entre una corriente de tercer orden, que en una corriente de segundo orden (Cillero et al., 1999).

1.1.2.2 Transporte y almacenamiento de materia orgánica.

El flujo unidireccional continuo a través de los ecosistemas lóticos tiende a transportar materia a tramos aguas abajo. Los insumos alóctonos después de llegar a un arroyo, fluyen con el agua por ser de poca utilidad para la biota local, a menos que se conservan de alguna manera (Dobson & Frid, 1998).

La retención disminuye el material transportable y lo hace disponible para los organismos de los ríos. El proceso de retención incluye tanto la captura inmediata de la materia en el transporte y el posterior almacenamiento a largo plazo de esta materia (Speaker et al., 1984). La capacidad de retención de un arroyo tiende a disminuir a medida que aumenta el cauce (Raikow et al., 1995), también la vegetación ribereña es un factor determinante de las propiedades de retención de flujos, debido a que el enraizamiento de la vegetación ribereña estabiliza potencialmente las orillas de los ríos y mejora el desarrollo de los márgenes de arroyos, que son los principales sitios de retención, ya sea en piscinas o rápidos (C. M. Canhoto & Graça, 1998).

1.1.2.3 Descomposición de materia orgánica.

Después de llegar a un arroyo, la materia orgánica particulada gruesa (MOPG) se transforma en carbono orgánico disuelto (COD) a través de la lixiviación, o puede ser convertida a MOPF por abrasión física o avería biológica (Dobson & Frid, 1998). La mayoría de las entradas MOPG se convierten ya sea a MOPF o COD, que son más susceptibles de

transporte aguas abajo (Cuffney et al., 1990). Estudios han demostrado que mientras que las entradas son principalmente en la forma de MOPG, las salidas se componen principalmente de MOPF. Por ejemplo, Minshall et al., (1992) encontró que la materia orgánica de partículas ultra finas (45-50 micras) constituye 75-98% de la materia orgánica transportada en un sistema de octavo orden. Mientras que (Wallace et al., 1995) encontraron que la MOPG fue la mayor fuente de aporte de materia orgánica en tres corrientes de primer orden en Carolina del Sur (> 86%).

Tres fases son generalmente reconocidos en la descomposición de las hojas después de que entran en las corrientes: (1) lixiviación de compuestos solubles; (2) colonización y la degradación microbiana (Boling et al., 1975); y (3) fragmentación por abrasión física y por la acción de los invertebrados. Aunque estas etapas de la descomposición de las hojas se analizarán por separado, no son temporalmente distintas, sino que son interdependientes y solapan en el tiempo (Gessner et al., 1999). Los mecanismos involucrados en estas fases de la descomposición de hojarasca son a su vez afectados por otros factores (Abelho, 2001).

- Lixiviación de compuestos solubles:

Es generalmente rápido y puede dar cuenta de una disminución sustancial de la masa inicial. Los períodos de lixiviación reportados generalmente varían de 48 horas a 7 días y pueden degradar de 4-42% de la masa inicial, la velocidad a la que se da, depende de variables como la temperatura del agua, turbulencia, y especies de hoja (Abelho, 2001).

- Acondicionamiento

La colonización de hojarasca por microorganismos, tales como hongos y bacterias, puede comenzar antes de que las hojas lleguen a las corrientes de agua (Abelho, 2001), ya en el río, una proporción significativa de la colonización se completa normalmente dentro de las dos primeras semana (Gessner et al., 1993; Chauvet et al., 1997).

Los ensambles microbianos mejoran la descomposición directa de la hojarasca, el metabolismo del tejido de la hoja, y la incorporación de las hojas en la producción secundaria, e indirectamente mediante el aumento de la palatabilidad de detritus a trituradoras de invertebrados (Bärlocher, 1992). La degradación microbiana se considera a menudo uno de los principales mecanismos de determinación de las

tasas de degradación. El grado de acondicionamiento microbiano y el tiempo necesario para la colonización de la hojarasca en ríos dependen tanto de factores ambientales y de la calidad de la hojarasca que pueden afectar el desarrollo y la actividad de los microorganismos (Abelho, 2001), también de la temperatura del agua (Suberkropp et al., 1996), y factores químicos (es decir, pH, alcalinidad, y la concentración de nutrientes) (Bärlocher, 1992).

1.1.3 Factores que afectan la descomposición de la materia orgánica.

La descomposición de la MO puede ser influenciada por muchos factores abióticos y bióticos. Abióticos como las variables físicas y químicas asociadas al agua y detritus; y, bióticos como las actividades de las comunidades de los descomponedores tales como microorganismos e invertebrados acuáticos (Gessner et al., 1999).

1.1.3.1 Factores bióticos.

Aproximadamente del 21 a 24 % de la pérdida de hojarasca se debe a la influencia de microorganismos biológicos (Tipula, Pycnopsyche y Pteronarcys) que contribuyen en la descomposición (Petersen & Cummins, 1974).

En el proceso de descomposición de la MO, los principales organismos que intervienen son: los hongos acuáticos, que colonizan hojas, ramas y otros materiales; estos cumplen con la función de cambio de la palatabilidad y de contribuir con contenido nutricional a la MOPG (Allan & Castillo, 2007). Seguidamente los trituradores, un grupo de artrópodos acuáticos, fragmentan la estructura orgánica y en el proceso ingieren las bacterias y hongos en la superficie de la hojarasca. Río abajo, otro grupo de invertebrados, los filtradores y recolectores, filtran del agua pequeñas partículas y materia fecal de los trituradores. Finalmente las algas absorben los nutrientes y la materia orgánica disuelta en el agua (Smith & Smith, 2007).

La descomposición de la materia orgánica, se dirige por varios grupos funcionales, que aportan con el flujo de energía de los ríos (Walker, 1986). Especialmente el grupo funcional de los "trituradores", que es determinante en las primeras fases de la descomposición de la hojarasca, ya que fragmentan la materia orgánica, fundamentalmente en los ríos de primeros órdenes, estos seccionan la materia orgánica particulada gruesa debido a su voracidad y a su alta capacidad de asimilación, produciendo materia orgánica particulada

fina (Celeste Galizzi & Marchese, 2007). Por lo tanto, la descomposición es más rápida en los ríos donde existen invertebrados de este grupo funcional (Simon & Benfield, 2001). Pero este grupo se encuentra escaso en la zona tropical (Irons et al., 1994; Simon & Benfield, 2001).

Este hecho puede deberse a que la actividad de los trituradores es óptima a latitudes bajas, tanto que en zonas tropicales la descomposición se debe principalmente a la acción de los hongos y bacterias, por lo cual, los trituradores serían menos importantes a altas latitudes; o también que sustancias químicas como fenoles, taninos, etc. actúan como defensas que impiden la colonización de los trituradores (Irons et al., 1994; Wantzen et al., 2002).

Luego de la función que cumplen los trituradores, los hongos acuáticos intervienen nuevamente generando cantidades sustanciales de MOPF en forma de esporas asexuales llamadas conidios (Allan & Castillo, 2007), estos se liberan en el agua en forma de MOPF para ser filtrada en la columna de agua o es tomada directamente del sustrato, por colectores-filtradores o recolectores, respectivamente (Celeste Galizzi & Marchese, 2007).

1.1.3.2. Factores abióticos.

Las tasas de descomposición de la MO no solo dependen de factores bióticos, sino que varían en relación a distintos factores ambientales como la temperatura del agua, disponibilidad de nutrientes, pH, oxígeno disuelto, etc. (Chauvet et al., 1993; Irons et al., 1994), así como también la estructura física de la corriente, todos estos factores aceleran la descomposición mayormente aguas arriba que aguas abajo (Rezende et al., 2014).

Los procesos del ecosistema, como la descomposición de la hojarasca, la absorción de nutrientes y la producción biológica se ven afectados por la temperatura. Esta controla el metabolismo de todos los productores y consumidores ectotérmicos en los ecosistemas fluviales, por lo que afectará fuertemente numerosas funciones de los ecosistemas (Allan & Castillo, 2007). Las tasas de fotosíntesis y la actividad microbiana son fuertemente dependientes de la temperatura, así como el metabolismo y el crecimiento de macroinvertebrados y peces. Las tasas de crecimiento diario de insectos acuáticos aumenta notablemente con la temperatura, y los ecosistemas más cálidos son más productivo en general (Benke, 1993).

La precipitación es una fuente de Materia orgánica Disuelta (Aitkenhead-Peterson et al., 2003). Cuando el agua de lluvia es interceptada por las hojas de la cubierta forestal, la lixiviación elimina cantidades significativas de MO. Precipitación afecta indirectamente a la COD fluvial a través de su influencia sobre la humedad del suelo y la trayectoria de flujo hidrológico. El agua que se mueve cerca de la superficie del suelo tiene un mayor contacto con el horizonte orgánico de los suelos, lo que resulta en concentraciones más altas COD (Mulholland, 2003). La trayectoria del flujo también influye en la respuesta temporal de las concentraciones de carbono orgánico disuelto, en la medida que aumentan las precipitaciones. En suelos bien drenados, se espera un aumento de las aportaciones de COD durante una tormenta (Allan & Castillo, 2007).

La degradación fotoquímica interviene en la transformación del COD en otros compuestos inorgánicos y orgánicos. Aunque no está claro si estos productos orgánicos son más o menos disponible para bacterias que el COD inicial, la mayoría de los estudios realizados en sistemas de agua dulce utilizando compuestos húmicos o COD de las plantas vasculares han encontrado que la degradación fotoquímica mejora la disponibilidad biológica (Moran & Covert, 2003). La incorporación de COD en biomasa microbiana es de interés debido a su potencial como un aporte de energía en las redes alimentarias del río (Allan & Castillo, 2007).

1.1.4 Calidad de la Materia Orgánica.

La tasa a la que desaparece el material por la acción de descomponedores y detritívoros depende también de su calidad, medida en términos de textura, composición bioquímica, contenido en nutrientes y el grado de acondicionamiento por microorganismos. La hojarasca que posee un elevado contenido en componentes estructurales refractarios como celulosas y ligninas, es de poco valor nutricional para los detritívoros que carecen de las enzimas apropiadas para la degradación de esos compuestos y, por lo tanto, se descompone lentamente (Pozo et al., 2009).

Las diferencias en la química de la hoja y la estructura dan lugar a una amplia variación en las tasas de descomposición (Webster & Benfield, 1986). Hojas con una concentración inicial alta en nutrientes, se descomponen más rápido que las de menor contenido de nutrientes (Kaushik & Hynes, 1971). Hojarasca con alto contenido de nitrógeno se degrada más rápido; en cambio proteínas complejas como lignina y la celulosa son muy resistentes a la descomposición (Allan & Castillo, 2007).

(Mathuriau & Chauvet, 2002) explican la diferencia química de la hojarasca en la descomposición de *Croton gossypifolius* (Euphorbiaceae) y una especie de *Clidemia* (Melastomataceae) en una corriente Andina. Las tasas de descomposición fueron más altas en *Croton* que en *Clidemia*, debido al parecer por las bajas concentraciones de taninos y un mayor contenido de Nitrógeno (N) en *Croton*. Lo que sugiere que los inhibidores químicos impiden la descomposición de las hojas. Por ejemplo los complejos de proteína de taninos, que son la causa principal de la degradación lenta en muchas plantas leñosas de hoja ancha. (Ostrowsky, 1993) menciona lo contrario en su investigación en 48 árboles de hoja caduca, en la cual las medidas químicas de taninos (polifenoles totales y taninos condensados) no se relacionaron con tasas de descomposición. Sin embargo, (Canhoto et al., 2002) encontraron que los aceites de *Eucalyptus globulus* inhibieron el crecimiento de hifomicetos y la actividad de sus enzimas, lo que podría explicar la descomposición retardada de eucalipto en ríos.

Por lo tanto, las distintas especies de hojas difieren en sus tasas de descomposición, y algunas son más apetecibles que otras para los invertebrados y microorganismos que intervienen en la descomposición. (Petersen & Cummins, 1974) clasifican al detritus en distintas categorías (rápido, medio, lento) según el coeficiente de descomposición (-k) y sugiere que cada tipo de detritus alcanza un máximo de palatabilidad después de un largo periodo en el río.

1.1.5 Importancia de la vegetación riparia.

Se le llama vegetación de ribera a las zonas cubiertas por vegetación en las márgenes de los ríos, donde las características del suelo, sobre todo el nivel freático, están influidas por la dinámica fluvial. Se trata de una vegetación azonal que corresponde al ecotono entre el ecosistema terrestre y acuático; también se le puede llamar bosque de ribera, refiriéndose exclusivamente a las formaciones boscosas, estas formaciones son un componente integral de los ríos y tienen gran importancia ecológica: proporcionan sombra que regula la temperatura del agua para mantenerla bien oxigenada (Elosegi & Díez, 2009), y brindando o no condiciones para que microorganismos y macroinvertebrados se adapten al ecosistema río (Irons et al., 1994; Dobson & Frid, 1998), además las entradas de materia orgánica desde la ribera al cauce representan en más del 90% de los recursos alimentarios para los organismos lóticos (Abelho & Graça, 1998; Fisher & Likens, 1973), los bosques de ribera también tienen gran incidencia sobre la forma del cauce, ya que limitan la erosión de sus

márgenes, y la caída de troncos aumenta la complejidad estructural del cauce y favorece tanto la retención de partículas como la creación de nuevos hábitats (Gregory et al., 2003) por ejemplo al desaparecer el bosque de ribera, los ríos se encajan y se estrechan con lo que disminuye la superficie utilizable por los organismos fluviales, la conexión del cauce con la llanura de inundación, así como los servicios que prestan los ríos (Sweeney et al., 2004). Además, el bosque de ribera cumple un importante efecto de filtro verde, reteniendo partículas y nutrientes que llegan por escorrentía o por vía subsuperficial, por lo que tiene un efecto directo sobre la calidad de las aguas. En las llanuras de inundación, además, puede aumentar la cantidad de agua retenida durante las crecidas y disminuir su velocidad, suavizando, aguas abajo, los efectos de las inundaciones sobre infraestructuras o construcciones en el territorio fluvial (Elosegi & Díez, 2009). Pero no solo es importante la presencia de vegetación en las riberas, sino la cantidad de esta vegetación. El mantenimiento de una importante cantidad de cobertura vegetal nativa dentro de las cuencas de captación ayuda a mantener la biodiversidad, flujo y calidad de agua en los arroyos (Iñiguez-Armijos et al., 2014).

CAPITULO II

2.1 Materiales y métodos

2.1.1 Área de estudio y caracterización de los sitios.

Esta investigación se llevó a cabo en nueve ríos de segundo orden en la cuenca alta del río Zamora, localizado en los Andes del sur del Ecuador (Figura 1). La cuenca tiene una superficie de 276,2 Km², el rango altitudinal oscila entre 2.020 a 3.250 m s.n.m., y los usos de suelo dominantes son la vegetación natural de tipo montano y pastizales (Iñiguez-Armijos et al., 2014).

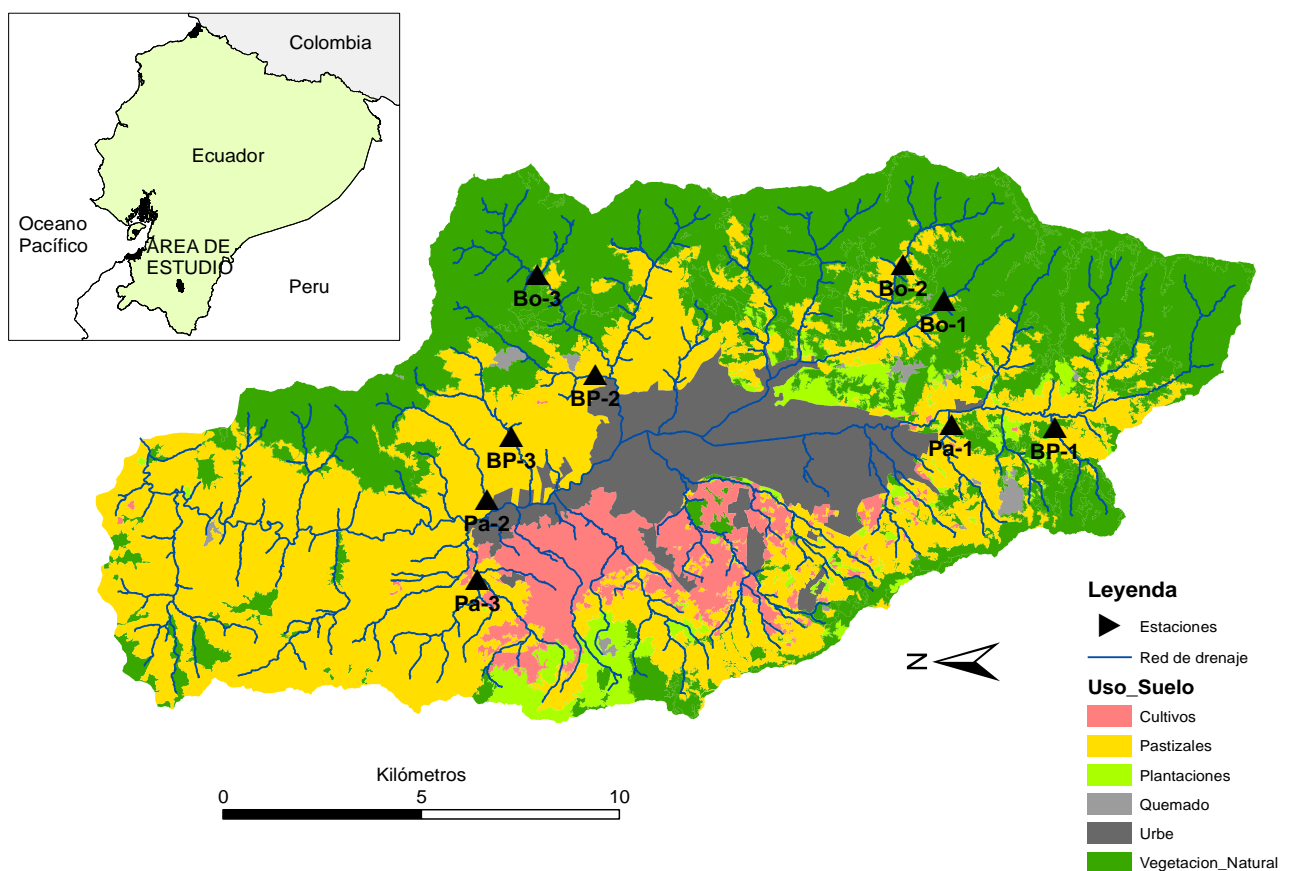


Figura 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo. Hoya de Loja. Bo1, Bo2, Bo3, representan los sitios que se ubican sobre cubierta boscosa; BP1, BP2, BP3 uso bosque-pasto; y Pa1, Pa2, Pa3 los sitios ubicados sobre amplias zonas de pastizal.

Fuente: Adaptado de Arteaga (2014).

Las nueve cuencas de los ríos estudiados presentan usos de suelo diferente, compuestos en su mayoría por pastos y bosque, y en menor cantidad por cultivos, plantaciones y zonas quemadas (Tabla 2). Las cuencas de San Simón (Bo-1), El Carmen (Bo-2), y Volcán (Bo-3) fueron consideradas como control por no presentar impactos de pastoreo, y una casi nula perturbación en el uso del suelo. Estas cuencas están cubiertas mayormente por bosque

nativo (Figura 2). Por otro lado, se seleccionó tres cuencas dominadas por pastizal, altamente perturbadas, consideradas de esa manera por ser de uso exclusivo de pastoreo. Las cuencas fueron Las Violetas (Pa-1), Shucos (Pa-2), y Tenería (Pa-3). Estas cuencas están compuestas por pastos y grandes cantidades de eucalipto y en menor medida aliso. Finalmente, se seleccionó tres cuencas con una moderada perturbación en el uso de suelo, que presentan una matriz mixta de bosque y pastizal, con gran cantidad de árboles de aliso y en menor medida eucalipto (Figura 2) Las cuencas fueron Quilloyacú (BP-1), Salado (BP-2), y Paccha (BP-3).

La selección de los sitios para llevar a cabo este estudio se realizó mediante un análisis de accesibilidad aplicando herramientas SIG. Se identificó sitios que presenten los tipos diferentes de cobertura vegetal, pendientes similares, y fácil accesibilidad.

	<p>BOSQUE</p> <p>Presentan riberas altamente cubiertas por vegetación nativa. El dosel proporciona sombra y limita la penetración de luz al río. Se evidencia importantes entradas de material alóctono.</p>
	<p>BOSQUE-PASTIZAL</p> <p>Sus riberas presentan una mezcla de pastos y vegetación tanto nativa como plantaciones de aliso en su mayoría y en menor cantidad de eucalipto. El dosel proporciona menos sombra y permite mayor penetración de luz. Las aportaciones de material alóctono son menores en comparación a los ríos de bosque.</p>
	<p>PASTIZAL</p> <p>Presentan extensos pastos con riberas desprovistas de vegetación arbórea, más que esporádicos árboles de eucalipto y ocasionalmente aliso. Debido a la ausencia de dosel, la penetración de luz es alta. Se evidencia muy bajas aportaciones de material alóctono.</p>

Figura 2. Ejemplo de los ríos estudiados por cada uso de suelo y descripción general de las características de la vegetación de ribera.
Fuente: Autor

Para seleccionar los sitios de estudio se midieron varios parámetros morfológicos, físicos y químicos como pendiente, ancho, profundidad, velocidad de la corriente, temperatura, pH y

conductividad en varios ríos de segundo orden en la Hoya de Loja (Figura 1). Con el fin de comprobar la homogeneidad de los sitios seleccionados y minimizar la variación por estos factores.

Durante la colección de datos (30 días). Semanalmente cada uno de los sitios de estudio fue caracterizado morfológica y físico-químicamente dando un total de 5 mediciones por sitio. En cada sitio las mediciones de parámetros como pH, temperatura, conductividad ancho, profundidad, y velocidad de la corriente se realizaron en tres secciones a lo largo del tramo (Tabla 1). El ancho se midió con un flexómetro, mientras que la profundidad y velocidad de la corriente se determinaron con un molinete FP311 (Global Water Instrumentation Inc, US). La temperatura, pH y oxígeno disuelto del agua se determinaron con una sonda portátil YSI 556 (YSI Incorporated, USA).

Tabla 1. Variables físico- químicas en los nueve ríos de estudio en la hoya de Loja

Cuenca	Bo-1	Bo-2	Bo-3	BP-1	BP-2	BP-3	Pa-1	Pa-2	Pa-3
Variable									
Área (ha)	355,42	781,23	743,98	371.04	590.82	552.11	404.3	502.84	611.41
Vegetación natural (%)	99.02	92.71	99.86	76.91	62.50	36.59	28.96	37.67	0
Pastizal (%)	0.98	7.29	0.14	21.85	31.33	62.38	63.70	62.33	96.52
Cultivos (%)	0	0	0	0	0.32	0	0.51	0	3.31
Otros (%)	0	0	0	1.24	0	1.03	6.07	0.002	0.17
Ancho (m)	2.56	6.01	4.33	2.16	2.91	2.32	1.89	2.32	2.56
Profundidad (m)	15.25	29.80	35.67	11.11	23.52	15.06	9.86	13.41	13.04
Velocidad (m s⁻¹)	0.44	0.85	0.84	0.53	0.89	0.44	0.51	0.49	0.45
pH	7.48	7.54	8.32	8.06	7.87	7.98	8.18	8.07	7.97
Temperatura (°C)	14.6	14.1	14.3	15.0	16.8	17.3	17.3	17.7	17.0
Cond. (µS cm⁻¹)	14.92	12.00	28.83	56.92	29.00	113.80	103.83	97.29	247.57

Fuente: Autor

2.1.3 Procedimientos experimentales

En cada uno de los ríos seleccionados, se estimó las tasas de descomposición de materia orgánica con la técnica de bolsas de hojarasca propuesta por Bärlocher (2005) técnica que consiste en colocar una cantidad determinada de hojarasca dentro de bolsas de malla y sellarlas para colocarlas en el río, recuperarlas en un tiempo dado y determinar la cantidad de materia que se descompuso.

Dentro de cada uno de los ríos se seleccionaron cuatro tramos de rápidos con condiciones de velocidad similares, para evitar el sesgo por este factor. Se colocaron, dos bolsas de malla gruesa y dos de malla fina para cada uno de los tres tipos de hojarasca, dando un total de 12 bolsas por tramo. Cada tramo estuvo separado por una distancia de entre 15 y 35 metros aproximadamente.

El diseño experimental consistió en cuencas con composiciones de usos de suelo diferentes. Tres cuencas con uso de suelo bosque, otras tres con pastos, y tres de uso mixto: bosque. En el río de cada cuenca se seleccionó cuatro tramos similares, en cada tramo se usó dos tipos de malla (fina y gruesa), para cada tipo de malla se usó tres tipos de hojarasca, y por cada tipo de hojarasca se usó dos réplicas. Por lo tanto se usaron un total 432 bolsas (Anexo 1).

Los tipos de hojarasca utilizadas fueron: aliso (*Alnus acuminata*), sangre de drago (*Croton rimbachii*), y eucalipto (*Eucalyptus globulus*); estas especies arbóreas fueron seleccionadas debido a su frecuente ocurrencia en el hábitat ribereño de los ríos del área de estudio y al contraste en cuanto a sus características de calidad y de procedencia que podrían influir en las tasas de descomposición. La hojarasca utilizada fue de hojas recién caídas provenientes de una sola localidad en cada caso. Se homogenizó la hojarasca eliminando el peciolo de las hojas y esta fue secada al aire a temperatura ambiente por 10 días y removida constantemente.

Aproximadamente 4 ± 0.05 g de hojarasca fue empaquetada en dos tipos de bolsas de malla plástica, uno de ojo de malla gruesa (10 mm) y otro de ojo de malla fina (0.5 mm) con una dimensión de 15 x 15 cm. Las bolsas con la hojarasca se fijaron en tramos de rápidos de cada río sobre sustrato y con condiciones de flujo similares (Tabla 1), atándolas a una varilla de hierro sujeta al sustrato. Las bolsas se retiraron 30 días después de su instalación. A la par, en cada uno de los ríos estudiados, se instaló un sensor de temperatura HOB0 Pendant UA-002-08 (HOB0 Data Loggers, USA) a una de las varillas, permaneciendo sumergidos durante todo el experimento. La temperatura se registró cada 30 minutos. Tanto los sensores como las bolsas de hojarasca fueron recuperados luego de 30 días. Los registros de temperatura fueron convertidos a promedios diarios.

Después de la recuperación, las bolsas de hojarasca fueron llevadas al laboratorio donde fueron lavadas cuidadosamente para eliminar residuos adheridos e invertebrados asociados. La hojarasca limpia se secó a 50°C por un período de 48 h y pesó para obtener su peso seco. Una vez seca, la hojarasca fue calcinada a 500°C por cuatro horas y pesada de nuevo

para calcular su peso seco libre de cenizas (PSLC). El PSLC remanente fue estimado al restar el peso de las cenizas del peso seco.

Adicionalmente, el PSLC remanente se corrigió por pérdida de masa por manipulación y por humedad (Bärlocher, 2005). Un promedio de pérdida de masa por efectos de la manipulación durante la elaboración, transporte y recuperación de las bolsas de hojarasca, se determinó a partir de un set extra de 10 bolsas de cada tamaño de ojo de malla y por tipo de hojarasca, las cuales fueron tratadas en la misma forma como el resto de bolsas de hojarasca usadas durante este estudio. Este set extra de bolsas de hojarasca fue llevado y expuesto en los ríos, recuperado y luego llevado nuevamente al laboratorio.

2.1.4 Análisis de los datos

Los análisis estadísticos se los realizó en el ambiente de programación R versión 3.2.2. (R Core Team, 2015).

Las tasas de descomposición de hojarasca se expresaron en grados-días ($k \text{ gd}^{-1}$) y se determinaron a partir del PSLC remanente y la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) diaria acumulada, para corregir la variación por temperatura entre ríos, usando un modelo de decrecimiento exponencial:

$$M_t = M_0 \cdot e^{-kt}$$

Donde M_t es la masa remanente (g) a los 30 días considerando la sumatoria de la temperatura media acumulada t (gd^{-1}), M_0 es la masa inicial, y: k es el coeficiente de decrecimiento exponencial o tasa de descomposición (Bärlocher, 2005).

Las diferencias en las tasas de descomposición entre usos de suelo, tamaño de malla y tipos de hojarasca se evaluaron usando modelos lineales mixtos (MLM) en un diseño de tres factores fijos (uso de suelo, tamaño de malla, y tipo de hojarasca), y un factor aleatorio (río y sus réplicas anidadas) utilizando la función 'lme' en el paquete 'nlme' (Pinheiro et al., 2015). Los MLM se ajustaron por mínimos cuadrados generalizados (GLS) utilizando los procedimientos restringidos máxima verosimilitud (REML). Los residuos se evaluaron mediante la prueba de Shapiro-Wilk y los datos fueron logarítmicamente transformados cuando los datos no mostraban una distribución normal. Seguidamente, cuando los MLM presentaron diferencias significativas, se aplicó una prueba de Tukey (HDS.test) para identificar qué usos de suelo y tipos de hojarasca eran responsables de tales diferencias.

CAPITULO III

3.1 Resultados y discusión

3.1.1 Efectos del uso del suelo sobre las tasas de descomposición.

Las diferencias en la descomposición de hojarasca entre usos de suelo fue significativa (Tabla 2); y se puede evidenciar como decrecen las tasas de descomposición conforme aumenta la perturbación en el uso de suelo (Figura 4), es decir que las tasas más altas de descomposición se dieron en bosque, el suelo que presenta nula perturbación de pastizal (m.gruesa: 0.0030kdd; m.fina: 0.0020kdd), seguida de bosque-pasto de moderada perturbación (m.gruesa: 0.0030kdd; m. fina: 0.0016kdd), y finalmente el uso de mayor perturbación: pasto (m.gruesa: 0.0021kdd; m.fina: 0.0014kdd).

Para malla fina, bosque sigue siendo el uso que muestra las más altas tasas de descomposición, presentando según el análisis Tukey diferencias significativas con los otros dos usos (Figura 4). Podría suceder entonces que la actividad microbiana se ve más favorecida por las condiciones que presta el bosque, más no por las condiciones de pastizales.

Tabla 2. Resultados del modelo linear mixto aplicado a las tasas de descomposición (k grado-día⁻¹) de hojarasca de aliso, croton y eucalipto (hojarasca) en bolsas de malla fina y gruesa (tamaño de malla) expuestas en ríos de bosque nativo, bosque y pastizal, y pastizal (uso de suelo) en la hoya de Loja.

Factores de variación	Numerador de grados de libertad	Denominador de grados de libertad	F	P
(Intercepto)*	1	361	21067.659	<0.0001
Uso de suelo (Us)	2	6	7.698	0.0221
Tamaño de Malla (Ma)*	1	361	79.079	<0.0001
Hojarasca (Ho)*	2	361	25.233	<0.0001
Us x Ma	2	361	3.852	0.0221
Us x Ho	4	361	2.520	0.0410
Ma x Ho*	2	361	17.937	<0.0001
Us x Ma x Ho	4	361	1.546	0.1884

Fuente: Autor

Varios estudios sugieren resultados semejantes a los encontrados en la presente investigación respecto al uso del suelo; los cuales evidencian la importancia de vegetación riparia natural (Abelho & Graça, 1996; Encalada et al., 2010; Hladysz et al., 2010; Torres & Ramírez, 2014).

Para el tipo de malla gruesa la razón por la cual las tasas de descomposición decrecen conforme la perturbación en el uso de suelo aumenta, podría darse principalmente por las condiciones de temperatura que brinda la cobertura vegetal. Cuando existe mayor cobertura vegetal en las riberas, el dosel da más sombra en los ríos, y la temperatura dentro del río desciende, brindando condiciones más adecuadas para algunos grupos de macroinvertebrados que se adaptan a temperaturas frías (Encalada et al., 2010).

Las tasas de descomposición en las bolsas de malla fina también fueron más aceleradas en bosque, pero no en bosque-pasto y pasto. Esto podría deberse a condiciones químicas diferentes en los ríos que atraviesan un uso de suelo más intensivo, especialmente por la presencia excesiva de nutrientes en pastos que limitan la descomposición por parte de microorganismos (Iñiguez-Armijos et al; en revisión).

Podría decirse que la actividad microbiana, que se desarrolla mejor a temperaturas más cálidas, no ejerce importancia en los ríos de la hoya de Loja, dado que su actividad se puede ver atenuada por la presencia de nutrientes. En cambio la actividad de macroinvertebrados es mayor en corrientes boscosas, por ello las tasas de descomposición aumentan conforme la cobertura vegetal en las riberas es más abundante

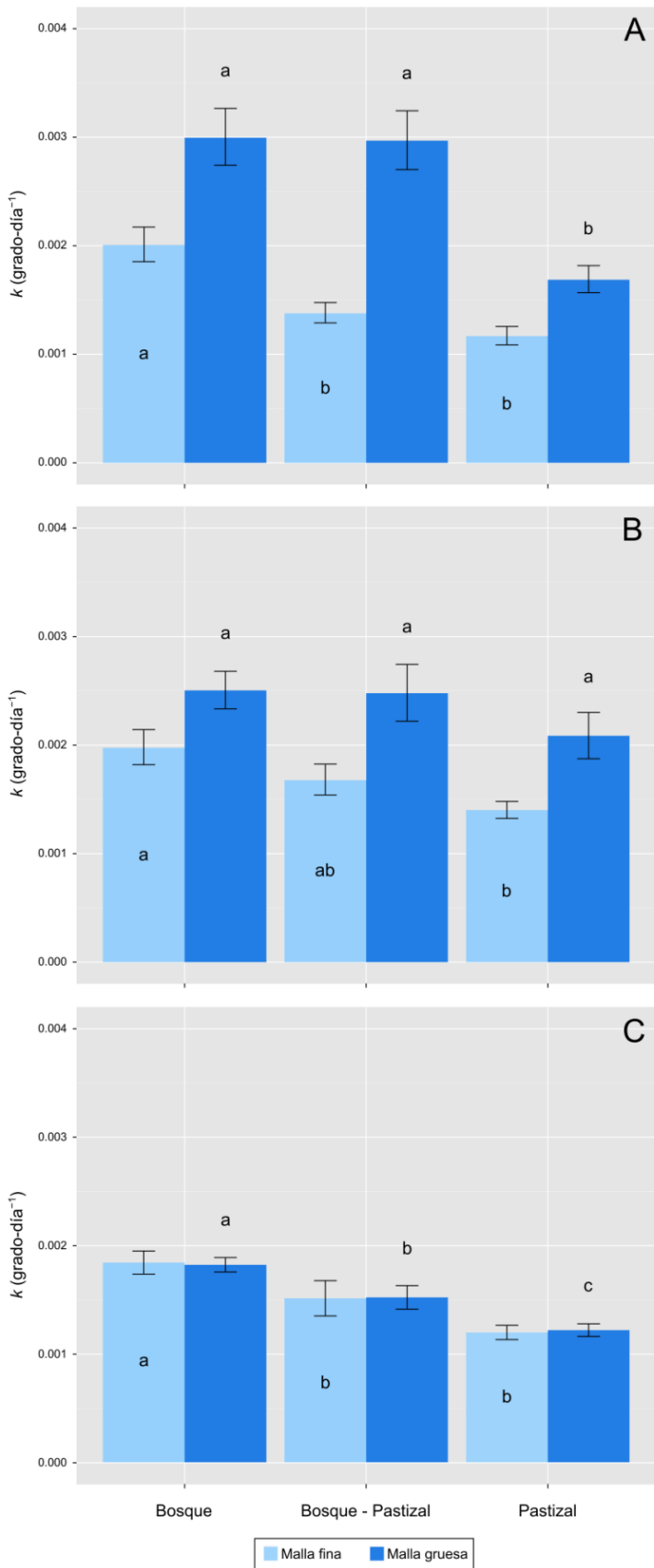


Figura 3. Tasas de descomposición (media \pm ES) en bolsas de malla fina y gruesa con hojarasca de aliso (A), croton (B), y eucalipto (C) expuestas en ríos con diferentes usos de suelo. Letras diferentes denotan diferencias significativas de las medias ($p < 0.05$) entre usos de suelo para cada tipo de malla según el test de Tukey.

Fuente: Autor

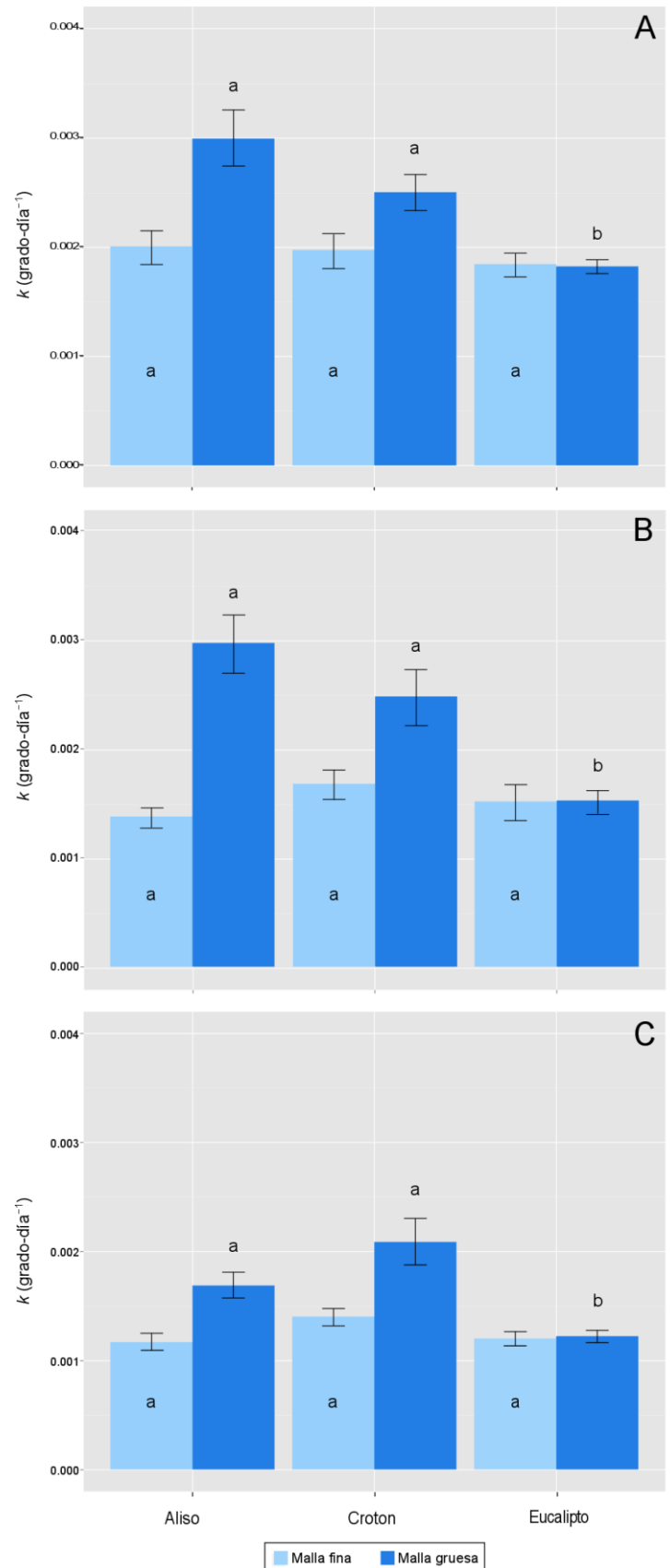


Figura 4. Tasas de descomposición (media \pm ES) en bolsas de malla fina y gruesa con diferentes tipos de hojarasca de expuestas en ríos de bosque (A), bosque y pastizal (B), y pastizal (C). Letras diferentes denotan diferencias significativas de las medias ($p < 0.05$) entre los tipos de hojarasca para cada tipo de malla según el test de Tukey.

Fuente: Autor

3.1.2 Efectos de la calidad de hojarasca sobre las tasas de descomposición.

Los resultados muestran diferencia significativa en la dinámica de descomposición entre los diferentes tipo de hojarasca (Tabla 2). Las tasas de descomposición en malla gruesa fueron mayores en aliso y crotón, sin presentar según los análisis Tukey, una diferencia significativa entre las dos, pero mostrando una diferencia representativa para con eucalipto que presentó las tasas de descomposición más lentas. Mientras que en malla fina no se presentó diferencia significativa entre los tipos de hojarasca (Figura 4). Esto demuestra que los macroinvertebrados son selectivos respecto al tipo de hojarasca que consumen, por ello la diferencia de descomposición entre tipos de hojarasca en malla gruesa; pero los microorganismos son indiferentes respecto a su alimentación y por lo tanto la casi nula diferencia de descomposición entre tipos de hojarasca en malla fina.

Las tasas a las que desaparece la MO depende fuertemente de su calidad, es decir la hojarasca que posee un elevado contenido en componentes estructurales refractarios, como celulosa y ligninas es de poco valor nutricional para los detritívoros que carecen de enzimas apropiadas para la degradación de estos compuestos y por lo tanto se descomponen lentamente (Pozo et al., 2009). A diferencia del material vegetal con altas concentraciones de nitrógeno y fósforo que son bastante lábiles para los macroinvertebrados (Pozo et al., 1998).

Entonces, la causa por la que las tasas de descomposición según el tipo de hojarasca en bolsas de malla gruesa muestran diferencias significativas, puede deberse a que los macroinvertebrados son selectivos al tipo de hojarasca que consumen. Especialmente con eucalipto, que fue la que presentó diferencias con los dos tipos restantes de hojarasca, así como la más baja tasa de descomposición. Además, estos hallazgos pueden explicarse porque el detritus de eucalipto es considerado de baja calidad por la presencia de aceites en las hojas, polifenoles, cera superficial, una cutícula gruesa, y un bajo enriquecimiento en nutrientes, lo que provoca un fuerte efecto disuasorio en las trituradoras (Abelho & Graça, 1996; Chauvet et al., 1997; Canhoto & Graça, 1999), incluso algunas especies de trituradores no son capaces de crecer y sobrevivir en una dieta a base de hojas de eucalipto (Canhoto & Graça, 1992, 1995).

El aliso, por otro lado, posee concentraciones muy altas de nitrógeno y fosforo (Pozo et al., 1998) lo que lo hace el sustrato principal de trituradoras incluso sin un acondicionamiento previo (Cortes et al., 1995; Gessner & Schwoerbel, 1989). Pozo et al (1998) corrobora esta información y menciona que las trituradoras prefieren detritus de aliso en lugar de eucalipto. Como lo demuestran los presentes resultados, las tasas de descomposición son mayores en

aliso, ello probablemente por densidades significativamente más altas de macroinvertebrados que aceleran la descomposición de aliso frente a la de eucalipto.

La dinámica en la descomposición de croton, así como su calidad ha sido menos estudiada que aliso y eucalipto, sin embargo en las investigaciones realizadas para esta especie, se menciona que presenta una acelerada descomposición (0.0034 grados-día) (Mathuriau & Chauvet, 2002) (la presente investigación 0.0025 grados-día para croton-bosque). Croton es sugerida como hojarasca de buena calidad al mostraron altas tasa de descomposición (Masese et al., 2014) que se correlacionan con un mayor contenido inicial de Nitrogeno (N) (Mathuriau & Chauvet, 2002), y una baja concentración de taninos, en comparación con otras especies de vegetación riparia (Stout, 1989). Entonces la calidad de la hojarasca de croton queda demostrada en este estudio, al ser tan buena como la de aliso, por no presentar diferencias significativas entre las dos en su descomposición.

En las bolsas de malla fina la dinámica en la descomposición es bastante homogénea en los tres tipos de hojarasca. Esto puede relacionarse con la dinámica de la biomasa fúngica, que se muestra similar tanto en una hoja de buena calidad como aliso, como en una de mala calidad (eucalipto) (Pozo et al., 1998). (Chauvet et al., 1997) explican que las tasas de esporulación y diversidad específica de hifomicetos son similares para aliso y eucalipto. Podría decirse entonces que la actividad microbiana, especialmente la actividad por hongos es indiferente a la calidad de la hoja y por lo tanto no se presentan diferencias en las tasas de descomposición. La actividad microbiana no se ve afectada por el tipo de hojarasca que ingresa a los ríos y responde de igual manera con todas, incluso con eucalipto (Figura 4).

Los resultados de este apartado dejan evidencia interesante al observar que la actividad en eucalipto tanto en malla gruesa como en malla fina es similar (Figura 4, C). Con ello se demuestra que la actividad de macroinvertebrados es intensamente afectada con las entradas de hojas de eucalipto, expresándose con un bajo o nulo consumo por parte de dichos organismos. Esto sugiere que la sustitución de la vegetación de ribera autóctona con especies de eucalipto tiene el potencial de reducir el ciclo de nutrientes en los arroyos, con redes de alimentos cada vez más dependientes de procesamiento microbiana de hojarasca, que no puede soportar diversos consumidores y redes alimentarias complejas (Masese et al., 2014).

3.1.3 Uso de suelo x tipo de hojarasca.

La dinámica en la descomposición de los tres tipos de hojarasca en malla gruesa usados en el experimento, respondió de manera diferente frente a la intensidad en el uso del suelo.

Así, el aliso presenta una descomposición más acelerada en bosque y en bosque-pasto, y una descomposición significativamente más lenta en pasto (Figura 4, A). En croton por su lado, según la prueba Tukey, presenta una descomposición bastante homogénea en los tres usos de suelo (Figura 4, B), mientras que el eucalipto expresa diferencias en la descomposición en cada uno de los usos (Figura 4, C). Lo que sugiere que las diferentes intensidades en el uso del suelo, responden de diferente manera con cada tipo de hojarasca.

Las tasas de descomposición tanto en aliso como eucalipto respondieron de acuerdo a la primera hipótesis planteada, ya que conforme aumenta la perturbación en el suelo, la descomposición disminuye, por lo tanto la hipótesis 1 se acepta.

La hojarasca de croton y aliso expuesta al río se descompuso con mayor rapidez que la de eucalipto, por lo cual se podría argumentar que se acepta la segunda hipótesis planteada que menciona que la descomposición es mayor con hojarasca de especies nativas. Incluso croton según la prueba Tukey presentó una descomposición igual en los tres usos de suelo (Figura 4, B), es más, en el uso de suelo pasto respondió mejor en su descomposición que aliso, una especie de alta calidad (Figura 4, C).

CONCLUSIONES

El presente estudio reveló que a mayor perturbación en el uso del suelo las tasas de descomposición de hojarasca se ven disminuidas, Nuestros resultados sugieren que el cambio del uso de suelo puede reducir el procesamiento de la materia orgánica, especialmente cuando el uso de suelo es exclusivamente de pastos. Este resultado, podría explicarse por la desprovista vegetación en las riberas o al excesivo aporte de nutrientes.

Los resultados además permitieron determinar que la calidad de las entradas de hojarasca tiene un papel fundamental en la descomposición por parte de los macroinvertebrados, habiendo diferencias entre los dos tipos de vegetación: nativa de aliso y croton y exótica de eucalipto, admisible a los compuestos refractarios de la hoja que retarda su fragmentación. Mucho más importante, los resultados revelan que las tasas de descomposición en croton, una especie arbórea nativa que crece naturalmente en las riberas, puede mejorar las tasas de descomposición en pastizales intensivos; de esta manera los impactos por el uso del suelo en la dinámica de la descomposición de hojarasca y el ciclo de nutrientes en ríos, pueden ser mejorados si en las riberas se mantienen corredores riparios con su vegetación natural; o si las riberas de estos pastizales se reforestaran con especies arbóreas nativas como croton y aliso. Este tipo de estrategia de reforestación, aumentaría la cobertura vegetal necesaria para los ríos, mejorando las entradas de material alóctono con especies de mejor calidad.

Finalmente, se concluye que mantener las riberas solamente con especies exóticas y de mala calidad como el eucalipto, reduce las tasas de descomposición y alteran el ciclo natural de nutrientes.

Los resultados demuestran la importancia de tener un conocimiento más profundo sobre las especies que se usan en programas de reforestación, sobre todo la necesidad de investigar sobre especies nativas con potencial ecológico para incluirlas en tales programas de reforestación. Así también la importancia de entender los impactos que tienen sobre el río las actividades productivas como los pastizales, y plantear un mejor manejo de cuencas hidrográficas que se encuentran influenciadas con actividades humanas como el pastoreo y demás.

La evaluación de los impactos de los usos del suelo y especies arbóreas de las riberas de los ríos andinos, ofrecen una oportunidad para entender cómo se ven afectados los

sistemas lóaticos, que a su vez permite establecer estrategias para el manejo y reforestación adecuada de riberas afectadas por pastizales. Las conclusiones de este trabajo reflejan la importancia de usar especies arbóreas nativas en programas de reforestación, además de que al reforestar las riberas con estas especies se pueden disminuir el impacto de pastizales sobre los ríos.

RECOMENDACIONES

Para complementar y más que todo para responder ciertamente las causas de los resultados del presente estudio, los futuros trabajos deben estar dirigidos a investigar sobre:

Que grupos de microorganismos y macroinvertebrados forman parte del proceso de descomposición en los diferentes usos de suelo, para así obtener un conocimiento más preciso de que comunidades u organismos se ausentan o son afectados por el cambio en el uso del suelo. También se debe evaluar los grupos de macroinvertebrados que tienen preferencias por cierto tipo de hojarasca. Así mismo como un estudio más amplio de la eficiencia en la descomposición de otras especies arbóreas nativas de las riberas de ríos andinos.

Además de estudios sobre las concentraciones de nutrientes en ríos que atraviesan usos intensivos de suelo son necesarios para conocer si realmente existe una relación sobre la baja tasa de descomposición en pastizales intensivos y los nutrientes, o si se debe a otros compuestos o causas.

En el aspecto de manejo existe la necesidad de una gestión adecuada de las zonas de ribera, para ello se debe insistir en la alianza de GADs municipales y centros universitarios de investigación, con el fin de que la segunda proporcione los conocimientos y la investigación necesaria sobre la ecología de ríos y los problemas que estos afrontan en su localidad, y la otra lleve a cabo estas a través de planes de manejo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abelho, M. (2001). From litterfall to breakdown in streams: a review. *TheScientificWorldJournal*, 1, 656–80. <http://doi.org/10.1100/tsw.2001.103>
- Abelho, M., & Graça, M. A. S. (1996). Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia*, 324(3), 195–204. <http://doi.org/10.1007/BF00016391>
- Abelho, M., & Graça, M. A. S. (1998). Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest (Margarça Forest, central Portugal). *Hydrobiologia*, 386(1-3), 147–152. <http://doi.org/10.1023/A:1003532921432>
- Aitkenhead-Peterson, J McDowell, W., & Neff, J. (2003). Sources, production and regulation of allochthonous dissolved organic matter inputs to surface waters. In S. Findlay & R. Sinsabaugh (Eds.), *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter: Interactivity of Dissolved Organic Matter* (pp. 25–70). San Diego: Academic Press/Elsevier Science.
- Allan, D., & Castillo, M. (2007). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters* (Segunda ed). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Arteaga, J. (2014). *Selección de estaciones de muestreo para una red de monitoreo de calidad de agua en la hoya de Loja*. Universidad Técnica Particular de Loja.
- Bärlocher, F. (1992). *The Ecology of Aquatic Hyphomycetes*. (F. Bärlocher, Ed.). Berlin: Springer-Verlag. Retrieved from <https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=ehv-CAAQBAJ&pgis=1>
- Bärlocher, F. (2005). Technique, Leaf Mass Loss Estimated by Litter Bag. In M. A. S. Graça, F. Bärlocher, & M. O. Gessner (Eds.), *Methods to Study Litter Decomposition* (pp. 37–42). Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag. <http://doi.org/10.1007/1-4020-3466-0>
- Benfield, E. F. (1997). Comparison of Litterfall Input to Streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1), 104–108. Retrieved from <http://doi.org/10.2307/1468242>
- Benke, A. (1993). Concepts and patterns of invertebrate production in running waters. *Verhandlungen Der Internationalen Vereinigung Fuer Theoretische Und Angewandte Limnologie*, 25, 15–38.
- Benson, L. J., & Pearson, R. G. (1993). Litter inputs to a tropical Australian rainforest stream. *Austral Ecology*, 18(4), 377–383. <http://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00465.x>
- Bojsen, B. H., & Jacobsen, D. (2005). Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. *Archiv Für Hydrobiologie*, 158, 317–342.

- Boling, R. H., Goodman, E. D., Van Sickle, J. A., Zimmer, J. O., Cummins, K. W., Petersen, R. C., & Reice, S. R. (1975). Toward a model of detritus processing in a woodland stream. *Ecology; (United States)*, 56. Retrieved from <http://www.osti.gov/scitech/biblio/6543145>
- Brandbyge, J., & Holm Nielsen, L. B. (1987). *Reforestación de los andes ecuatorianos con especies nativas*. Quito: CESA.
- Canhoto, C., & Graça, M. A. S. (1999). Leaf Barriers to Fungal Colonization and Shredders (*Tipula lateralis*) Consumption of Decomposing *Eucalyptus globulus*. *Microbial Ecology*, 37(3), 163–172. <http://doi.org/10.1007/s002489900140>
- Canhoto, C. M., Bärlocher, F., & Graça, M. A. S. (2002). The effects of *Eucalyptus globulus* oils on fungal enzymatic activity. *Archiv Für Hydrobiologie*, 154(1), 121–132. Retrieved from <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=13665241>
- Canhoto, C. M., & Graça, M. A. S. (1992). Importancia das folhas de eucalipto na alimentacao de detritivoros aquaticos [*Sericostoma personatum* e *Tipula* sp.] em ribeiros da zona centro de Portugal. In *Sociedade Portuguesa de Entomologia, Lisbon (Portugal)*. [5. Iberian Congress of Entomology]. Lisboa. Retrieved from <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=PT19950028405>
- Canhoto, C. M., & Graça, M. A. S. (1995). Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. *Freshwater Biology*, 34(2), 209–214. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1995.tb00881.x>
- Canhoto, C. M., & Graça, M. A. S. (1998). Leaf retention: a comparative study between two stream categories and leaf types. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie*, 26(3), 990–993. Retrieved from <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=10465321>
- Carrera, P., & Gunkel, G. (2003). Ecology of a high Andean stream, Rio Itambi, Otavalo, Ecuador. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 33(1), 29–43. [http://doi.org/10.1016/S0075-9511\(03\)80005-1](http://doi.org/10.1016/S0075-9511(03)80005-1)
- Celeste Galizzi, M., & Marchese, M. (2007). Descomposición de hojas de *Tessaria integrifolia* (Asteraceae) y colonización por invertebrados en un cause secundario del río Paraná medio. *Interciencia*, 32(8), 535–540. Retrieved from http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=LILACS&lang=p&n_extAction=lnk&exprSearch=502754&indexSearch=ID
- Chauvet, E., Fabre, E., Elósegui, A., & Pozo, J. (1997). The impact of eucalypt on the leaf-associated aquatic hyphomycetes in Spanish streams. *Canadian Journal of Botany*, 75(6), 880–887. <http://doi.org/10.1139/b97-097>

- Chauvet, E., Giani, N., & Gessner, M. O. (1993). Breakdown and Invertebrate Colonization of Leaf Litter in Two Contrasting Streams, Significance of Oligochaetes in a Large River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(3), 488–495. <http://doi.org/10.1139/f93-057>
- Cillero, C., Pardo, I., & López, E. S. (1999). Comparisons of riparian vs. over stream trap location in the estimation of vertical litterfall inputs. *Hydrobiologia*, 416, 171–179. <http://doi.org/10.1023/A:1003823722568>
- Cortes, R. M., Graça, M. A. S., Vingada, J. N., & Varandas de Oliveira, S. (1995). Stream typology and dynamics of leaf processing. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 31(2), 119–131. <http://doi.org/10.1051/limn/1995008>
- Cuffney, T. F., Wallace, J. B., & Lughart, G. J. (1990). Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams. *Freshwater Biology*, 23(2), 281–299. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1990.tb00272.x>
- Dobson, M., & Frid, C. (1998). Ecology of aquatic ecosystems. *Essex: Addison Wesley Longman Limited*.
- Elosegi, A., & Díez, J. (2009). La vegetación terrestre asociada al río: el bosque de ribera. In A. Elósegui & S. Sabater (Eds.), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (Primera, pp. 311–321). Fundación BBVA.
- Elwood, J. W., Newbold, J. D., Trimble, A. F., & Stark, R. W. (1981). The Limiting Role of Phosphorus in a Woodland Stream Ecosystem: Effects of P Enrichment on Leaf Decomposition and Primary Producers. *Ecology*, 62(1), 146. <http://doi.org/10.2307/1936678>
- Encalada, A. C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C. M., & Graça, M. A. S. (2010). Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology*, 55, 1719–1733. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02406.x>
- FAO. (1980). *Cuencas fluviales*. Roma: Food & Agriculture Org. Retrieved from <https://books.google.com/books?id=z6eXwPsqY9UC&pgis=1>
- Fisher, S. G., & Likens, G. E. (1973). Energy Flow in Bear Brook, New Hampshire: An Integrative Approach to Stream Ecosystem Metabolism. *Ecological Monographs*, 43(4), 421. <http://doi.org/10.2307/1942301>
- Gessner, M. O., & Chauvet, E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12(2), 498–510. [http://doi.org/10.1890/10510761\(2002\)012](http://doi.org/10.1890/10510761(2002)012)
- Gessner, M. O., Chauvet, E., & Dobson, M. (1999). A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 85(2), 377–384. Retrieved from

- <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=1921665>
- Gessner, M. O., & Schwoerbel, J. (1989). Leaching kinetics of fresh leaf-litter with implications for the current concept of leaf-processing in streams. *Archiv Für Hydrobiologie*, 115(1), 81–90. Retrieved from <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=19792825>
- Gessner, M. O., Thomas, M., Jean-Louis, A.-M., & Chauvet, E. (1993). Stable successional patterns of aquatic hyphomycetes on leaves decaying in a summer cool stream. *Mycological Research*, 97(2), 163–172. [http://doi.org/10.1016/S0953-7562\(09\)80238-4](http://doi.org/10.1016/S0953-7562(09)80238-4)
- Gómez, N., Charles Donato, J., Giorgi, A., Guasch, H., Mateo, P., & Sabater, S. (2009). La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. In A. Elosegi & S. Sabater (Eds.), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (Primera ed, pp. 219–247). Fundación BBVA.
- Graça, M. A. S., Pozo, J., Canhoto, C. M., & Elosegi, A. (2002). Effects of Eucalyptus plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *TheScientificWorldJournal*, 2, 1173–85. <http://doi.org/10.1100/tsw.2002.193>
- Gregory, S., Boyer, K. L., & Gurnell, A. M. (2003). *The ecology and management of wood in world rivers*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society. Retrieved from <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201300093075>
- Hernandez, I. M., Gallardo, J. F., & Santa Regina, I. (1990). Dynamic of organic matter in forests subject to a mediterranean semi-arid climate in the Duero basin (Spain): litter production. *Acta Oecologica*, 13(1), 55–65. Retrieved from <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=5616641>
- Hladyz, S., Åbjörnsson, K., Giller, P. S., & Woodward, G. (2011). Impacts of an aggressive riparian invader on community structure and ecosystem functioning in stream food webs. *Journal of Applied Ecology*, 48(2), 443–452. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01924.x>
- Hladyz, S., Tiegs, S. D., Gessner, M. O., Giller, P. S., Rîşnoveanu, G., Preda, E., ... Woodward, G. (2010). Leaf-litter breakdown in pasture and deciduous woodland streams: a comparison among three European regions. *Freshwater Biology*, 55(9), 1916–1929. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02426.x>
- Iñiguez-Armijos, C., Leiva, A., Frede, H.-G., Hampel, H., & Breuer, L. (2014). Deforestation and benthic indicators: how much vegetation cover is needed to sustain healthy Andean streams? *PLoS One*, 9(8), e105869. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0105869>
- Irons, J. G., Oswood, M. W., Jean Stout, R., & Pringles, C. M. (1994). Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology*, 32, 401–411.
- Jacobsen, D. (2003). Altitudinal changes in diversity of macroinvertebrates from small

- streams in the Ecuadorian Andes. *Archiv Für Hydrobiologie*, 158(2), 145–167. <http://doi.org/10.1127/0003-9136/2003/0158-0145>
- Jacobsen, D. (2004). Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. *Freshwater Biology*, 49(10), 1293–1305. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01274.x>
- Jacobsen, D., Rostgaard, S., & Vasconez, J. J. (2003). Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency? *Freshwater Biology*, 48(11), 2025–2032. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01140.x>
- Kaushik, N. K. K., & Hynes, H. B. N. (1971). fate of the dead leaves that fall into streams. *Archiv Für Hydrobiologie*, 68, 465–515. Retrieved from <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201302265052>
- Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689–710. [http://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2)
- Maseke, F. O., Kitaka, N., Kipkemboi, J., Gettel, G. M., Irvine, K., & McClain, M. E. (2014). Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian and catchment influences on ecological health of tropical streams. *Ecological Indicators*, 46, 23–37. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.05.032>
- Mathuriau, C., & Chauvet, E. (2002). Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *J.N.Am.Benthol.Soc*, 21(3), 384–396.
- McGeorge, J. E., Jagoe, C. H., Risley, L. S., & Morgan, M. D. (1991). Litter decomposition in low pH streams in the New Jersey Pinelands. *Verh. Int. Verein. Limnol*, 24, 1711–1714.
- Minshall, G. W., Petersen, R. C., Bott, T. L., Cushing, C. E., Cummins, K. W., Vannote, R. L., & Sedell, J. R. (1992). Stream Ecosystem Dynamics of the Salmon River, Idaho: An 8th-Order System. *Journal of the North American Benthological Society*, 11(2), 111–137.
- Moran, M. A., & Covert, J. S. (2003). Photochemically mediated linkages between dissolved organic matter and bacterioplankton. In S. Findlay & R. Sinsabaugh (Eds.), *Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter* (pp. 243–262). San Diego: Academic Press.
- Moser, H. (1991). Input of organic matter(OM) in a low order stream(Ritrodat-Lunz study area, Austria). *Internationale Vereinigung Fuer Theoretische Und Angewandte Limnologie. Verhandlungen IVTLAP*, 24(3), 1913–1916.
- Mulholland, P. (2003). Large-scale patterns in dissolved organic carbon concentration, flux and sources. In S. Findlay & R. Sinsabaugh (Eds.), *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter: Interactivity of Dissolved Organic Matter* (p. 139.159). San

- Diego: Academic Press/Elsevier Science.
- Murcia, C. (1997). Evaluation of Andean alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. *Forest Ecology and Management*, 99(1-2), 163–170. [http://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00202-8](http://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00202-8)
- Murphy, J. F., & Giller, P. S. (2001). Hazel leaf breakdown in two low-order streams differing in the functional efficiency of their detritivore assemblages. *Archiv Für Hydrobiologie*, 150(2), 249–267. Retrieved from <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=1004283>
- Naiman, R. J., Décamp, H., & McClain, M. E. (2005). *Riparia: Ecology, conservation, and management of streamside communities*. Amsterdam: Elsevier Academic Press.
- Naiman, R. J., & Decamps, H. (1997). Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 621–658.
- Oelbermann, M., & Gordon, A. M. (2000). Quantity and Quality of Autumnal Litterfall into a Rehabilitated Agricultural Stream. *Journal of Environment Quality*, 29(2), 603. <http://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900020031x>
- Ostrofsky, M. L. (1993). Effect of Tannins on Leaf Processing and Conditioning Rates in Aquatic Ecosystems: An Empirical Approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(6), 1176–1180. <http://doi.org/10.1139/f93-134>
- Petersen, R. C., & Cummins, K. W. (1974). Leaf processing in a woodland stream*. *Freshwater Biology*, 4(4), 343–368. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1974.tb00103.x>
- Pinheiro, J., Bates, D., & R-core. (2015). Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/nlme/index.html>
- Pozo, J., Basaguren, A., Elosegi, A., Molinero, J., Fabre, E., & Chauvet, E. (1998). Afforestation with Eucalyptus globulus and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. *Hydrobiologia*, 373/374, 101–110.
- Pozo, J., Elosegi, A., Díez, J., & Molinero, J. (2009). Dinámica y relevancia de la materia orgánica. In A. Elosegi & S. Sabater (Eds.), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (Primera ed, Vol. Capítulo10, pp. 141–167). Fundación BBVA.
- R Core Team. (2015). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <https://www.r-project.org/>
- Raikow, D. F., Grubbs, S. A., & Cummins, K. W. (1995). Debris Dam Dynamics and Coarse Particulate Organic Matter Retention in an Appalachian Mountain Stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 14(4), 535–546. Retrieved from <http://doi.org/10.2307/1467539>
- Rezende, R. S., Petrucio, M. M., & Gonçalves, J. F. (2014). The effects of spatial scale on breakdown of leaves in a tropical watershed. *PloS One*, 9(5), e97072.

<http://doi.org/10.1371/journal.pone.0097072>

- Rowe, J., Meegan, S., Engstrom, S., Perry, S., & Perry, W. (1996). Comparison of leaf processing rates under different temperature regimes in three headwater streams. *Freshwater Biology*, 36(2), 277–288. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.00086.x>
- Sabater, S. (2008). Diatoms. In G. Likens & J. Padisak (Eds.), *Water encyclopedia*.
- Sabater, S., Charles Donato, J., Giorgi, A., & Elosegí, A. (2009). El río como ecosistema. In A. Elosegí & S. Sabater (Eds.), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (Primera, Vol. Capítulo 2, pp. 23–37). Fundación BBVA.
- Sabater, S., & Elosegí, A. (2009). Presentación: importancia de los ríos. In A. Elosegí & S. Sabater (Eds.), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (Primera ed, Vol. Capítulo 1, pp. 15–21). Fundación BBVA.
- Scheiring, J. F. (1993). Effects of Surface-Mine Drainage on Leaf Litter Insect Communities and Detritus Processing in Headwater Streams. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 66(1), 31–40.
- Schultheis, A. S., Sanchez, M., & Hendricks, A. C. (1997). Structural and functional responses of stream insects to copper pollution. *Hydrobiologia*, 346(1-3), 85–93. <http://doi.org/10.1023/A:1002909914774>
- Simon, K. S., & Benfield, E. F. (2001). Leaf and wood break down in cave streams. *J. North Amer. Benthol. Soc*, 20, 550–563.
- Smith, T. M., & Smith, R. L. (2007). *Ecología*. Pearson Educación. Retrieved from <https://books.google.com/books?id=AdPSNAAACAAJ&pgis=1>
- Speaker, R., Moore, K., & Gregory, S. (1984). Analysis of the process of retention of organic matter in stream ecosystems. *Verhandlungen Der Internationalen Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie*, 22, 1835–1841.
- Sponseller, R. A., Benfield, E., & Valett, H. (2001). Relationships between land use , spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46, 1409–1424.
- Stout, R. J. (1989). Effects of Condensed Tannins on Leaf Processing in Mid-Latitude and Tropical Streams: A Theoretical Approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(7), 1097–1106. <http://doi.org/10.1139/f89-142>
- Suberkropp, K. (1991). Relationships between growth and sporulation of aquatic hyphomycetes on decomposing leaf litter. *Mycological Research*, 95(7), 843–850. [http://doi.org/10.1016/S0953-7562\(09\)80048-8](http://doi.org/10.1016/S0953-7562(09)80048-8)
- Suberkropp, K. (1998). Effect of dissolved nutrients on two aquatic hyphomycetes growing on leaf litter. *Mycological Research*, 102(08), 998–1002. Retrieved from http://journals.cambridge.org/abstract_S0953756297005807
- Suberkropp, K., & Weyers, H. (1996). Application of Fungal and Bacterial Production

- Methodologies to Decomposing Leaves in Streams. *Appl. Envir. Microbiol.*, 62(5), 1610–1615. Retrieved from <http://aem.asm.org/content/62/5/1610.short>
- Sweeney, B. W., Bott, T. L., Jackson, J. K., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Standley, L. J., ... Horwitz, R. J. (2004). Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(39), 14132–7. <http://doi.org/10.1073/pnas.0405895101>
- Torres, P. J., & Ramírez, A. (2014). Land use effects on leaf litter breakdown in low-order streams draining a rapidly developing tropical watershed in Puerto Rico. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 129–142.
- Villa Caigua, N. A. (2009). *Caracterización florística y estructura de la vegetación natural de la cuenca superior del río Zamora “hoya de Loja.”* Universidad Nacional de Loja.
- Villa, N. (2009). *Caracterización Florística y Estructura de la Vegetación Natural de la Cuenca Superior del Río Zamora “Hoya de Loja.”* Universidad Nacional de Loja.
- Walker, I. (1986). Experiments on colonization of small water bodies by Culicidae and Chironomidae as a function of decomposing plant substrates and their implications for natural Amazonian ecosystems. *Amazoniana*, 19(1).
- Wallace, J. B., Whiles, M. R., Eggert, S., Cuffney, T. F., Lugthart, G. J., & Chung, K. (1995). Long-term dynamics of coarse particulate organic matter in three Appalachian Mountain streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 14(2), 217–232.
- Webster, J. R., & Benfield, E. F. (1986). Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 567–594. Retrieved from http://www.jstor.org/stable/2097009?seq=1#page_scan_tab_contents
- Wetzel, R. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems* (tercera ed). San Diego: Academic Press.
- Woodward, G. (2009). Biodiversity, ecosystem functioning and food webs in fresh waters: assembling the jigsaw puzzle. *Freshwater Biology*, 54(10), 2171–2187. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02081.x>
- Woodward, G., Gessner, M. O., Giller, P. S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., ... Chauvet, E. (2012). Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science (New York, N.Y.)*, 336(6087), 1438–40. <http://doi.org/10.1126/science.1219534>
- Young, R. G., Matthaei, C. D., & Townsend, C. R. (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(3), 605–625. <http://doi.org/10.1899/07-121.1>

ANEXOS

Anexo 1. Diseño experimental



**BOSQUE
NO PERTURBADO**

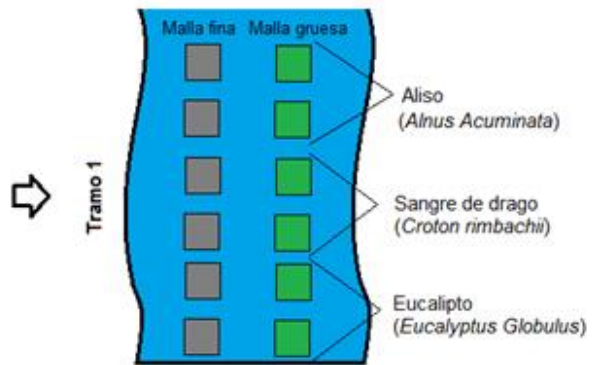
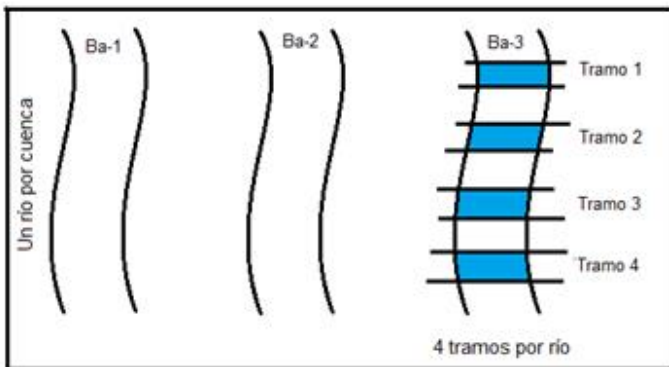
- San Simón (Ba-1)
- El Carmen (Ba-2)
- Volcán (Ba-3)

**BOSQUE - PASTO
MEDIANAMENTE PERTURBADO**

- Quilloyacu (BP-1)
- Salado (BP-2)
- Paccha (BP-3)

**PASTO
ALTAMENTE PERTURBADO**

- Las Violetas (Pa-1)
- Shucos (Pa-2)
- Tenería (Pa-3)



Dos replicas de bolsas por tres tipos de hojarasca, por dos tipos de malla

Fuente: Autor