



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

DESCOMPOSICIÓN COMO INDICADOR FUNCIONAL DE LA CALIDAD
ECOLÓGICA DE LA CUENCA ALTA DEL RÍO GUAYLLABMABA

AUTORA

Joselyn Nicole Gutiérrez Conde

AÑO

2018



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

DESCOMPOSICIÓN COMO INDICADOR FUNCIONAL DE LA CALIDAD
ECOLÓGICA DE LA CUENCA ALTA DEL RÍO GUAYLLABAMBA

Trabajo de Titulación presentado en conformidad con los requisitos
establecidos para optar por el título de Ingeniera Ambiental en Prevención y
Remediación

Profesor Guía

Ph.D. Blanca Patricia Ríos Touma

Autora

Joselyn Nicole Gutiérrez Conde

Año

2018

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

"Declaro haber dirigido el trabajo, Descomposición como indicador funcional de la calidad ecológica de la cuenca alta del Río Guayllabamba, a través de reuniones periódicas con la estudiante Joselyn Nicole Gutiérrez Conde, en el semestre 2018-2, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación".

Blanca Patricia Ríos Touma

Doctora en Estudios Avanzados en Ecología

C.I.: 1707113765

DECLARACIÓN DEL PROFESOR CORRECTOR

"Declaro haber revisado este trabajo, Descomposición como indicador funcional de la calidad ecológica de la cuenca alta del Río Guayllabamba, de Joselyn Nicole Gutiérrez Conde, en el semestre 2018-2, dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación"

Indira Fernandina Black Solís

Magister en Conservación y Gestión del Medio Natural

C.I.: 1711273563

DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE

“Declaro que este trabajo es original, de mi autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes.”

Joselyn Nicole Gutiérrez Conde

C.I.1723124291

AGRADECIMIENTOS

A Dios por su bondad al darme sabiduría, fuerza y valentía suficiente para culminar esta meta. A mis ángeles que me cuidan desde el cielo, a mis padres, hermano, abuelitos, tíos y primos, su cariño y apoyo ha sido mi motivación desde siempre.

A John, por ser mi soporte y mi compañero incondicional durante este camino.

A mi tutora de tesis, Blanca por compartir conmigo sus conocimientos. A mis profesores, especialmente Christian e Indira, a todo el equipo de investigación de la UDLA y a mis amigos por su ayuda durante la fase de campo y a lo largo de toda la carrera.

DEDICATORIA

Este logro está dedicado a mis padres, por todo el esfuerzo y sacrificio que han hecho para darme la oportunidad de estudiar. Eduardo, mi gran ejemplo de sacrificio, responsabilidad y trabajo constante. Mónica, por su paciencia, apoyo y motivación. Me faltan palabras para expresar lo inmensamente agradecida que estoy con Dios por darme a dos ángeles y amigos. Todo esto es gracias a ustedes.

Y a Edu, mi motor y más grande inspiración para ser mejor cada día.

RESUMEN

La descomposición de la materia orgánica es uno de los procesos claves en el correcto funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, no se tiene una idea clara de cómo las actividades antropogénicas están cambiando el funcionamiento de este proceso. Este estudio se realizó en un ecosistema altoandino, el río Pita, parte de la cuenca Alta del río Guayllabamba y el objetivo principal fue medir la tasa de descomposición en tres puntos con distintos grados de alteración antropogénica, un sitio boscoso, uno en el que predominan las actividades agroganaderas y un punto que recibe las descargas urbanas de la ciudad. Este proceso ecológico comúnmente es medido a través del uso de paquetes de hojas (Leaf Packs), sin embargo, este resulta ser un método costoso y que requiere mucho tiempo de preparación. Por ello, algunos autores sugieren el uso de depresores de madera para el mismo fin. Se comparó la tasa de descomposición obtenida a través del uso de depresores de lengua con la tasa de las hojas de una especie nativa del Ecuador *Alnus acuminata* conocida como Aliso. Se colocaron trampas durante 63 días y a la vez, se midieron distintos parámetros físicos, químicos y biológicos que permitieron asociar la influencia de estos sobre el proceso de descomposición. La tasa de descomposición (K_{21}) con ambas metodologías fue significativamente más baja en el sitio boscoso en comparación con el sitio contaminado, siendo resultado de múltiples factores estresantes que actúan al mismo tiempo y que en ciertos casos aceleran el proceso de descomposición. A pesar de que el experimento con las hojas fue mucho más costoso y requirió de más tiempo, continúan siendo la mejor opción para la evaluación de la tasa de descomposición.

ABSTRACT

Breakdown of organic matter it is one of the key processes in the proper functioning of aquatic ecosystems, however, we do not have a clear idea of how anthropogenic activities are changing the functioning of this key process. This research study was carried out in a High-Andean ecosystem, the Pita River, in part of the upper Guayllabamba's River watershed, and the main objective was to measure the rate of decomposition in three points with different degrees of anthropogenic alteration, a wooded site, one in which agrarian activities predominate, and a point that receives urban discharges from the city. This ecological process is commonly measured through the use of Leaf Packs, although this turns out to be an expensive method and requires a lot of preparation time. Therefore, some authors suggest the use of wood depressors for the same purpose. The rate of decomposition obtained through the use of tongue depressors was compared with the rate of leaves of a native species of Ecuador *Alnus acuminata* commonly known as Alder. Traps were placed for 63 days and at the same time different physical, chemical, and biological parameters were measured, which allowed associating the influence of these on the decomposition process. The rate of decomposition (K_{21}) was significantly lower in the wooded site compared to the contaminated site, being the result of multiple stressors acting at the same time and in certain cases accelerating the decomposition process. Although the experiment with the leaves was much more expensive and required more time, it continues being the best option for the evaluation of the rate of decomposition.

ÍNDICE

1. INTRODUCCION	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Alcance.....	2
1.3 Justificación	3
1.4 Objetivos	4
1.4.1 Objetivo General	4
1.4.2 Objetivos Específicos	4
2. MARCO TEÓRICO	4
2.1 Materia orgánica en los ríos.....	4
2.2 Dinámica de la descomposición.....	4
2.3 Factores que influyen en la descomposición de la materia orgánica.....	5
2.4 Velocidad de Descomposición	7
2.5 Aliso y los depresores de madera	8
2.6 Macroinvertebrados acuáticos	9
2.7 Actividades antropogénicas en la zona de estudio.....	10
3. METODOLOGÍA.....	11
3.1 Área de Estudio	11
3.2 Selección de puntos de experimentación	11
3.3 Caracterización físico-química de los ríos	13
3.4 Protocolos de Evaluación Ecológica	13
3.5 Experimentación de la descomposición.....	15

3.6 Identificación de Macroinvertebrados acuáticos de las hojas .	17
3.7 Análisis de Datos	18
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	19
4.1 Resultados	19
4.1.1 Calidad Ecológica del Río Pita	19
4.1.1.1 Parámetros Físico-químicos.....	19
4.1.1.2 Bosque de ribera y hábitat físico.....	23
4.1.1.3 Macroinvertebrados acuáticos	25
4.1.2 Tasas de descomposición	28
4.1.3 Relación de la calidad ecológica con las tasas de descomposición	31
4.1.4 Comparación metodologías.....	33
4.2 Discusión.....	37
5. CONCLUSIONES.....	42
REFERENCIAS.....	44
ANEXOS	54

1. INTRODUCCION

1.1 Antecedentes

Durante las últimas décadas el distrito Metropolitano de Quito ha enfrentado diversos cambios como crecimiento poblacional e incremento de la urbanización. Por ende la demanda de infraestructura y servicios básicos se ha vuelto sumamente importante y cada día va en aumento. Como consecuencia de esto se ha evidenciado cambios en el uso del suelo, ampliando así las fronteras agrícolas, de pastizales, forestales y aumentando los asentamientos urbanos (Orellana, 2015). Dichas alteraciones humanas han provocado que los ecosistemas no puedan proveer los servicios ambientales que prestaban naturalmente, y se ha afectado directamente importantes procesos como la descomposición de materia orgánica y el flujo de materia y energía (Gelvez, 2008)

Con el transcurso del tiempo, los cambios y la presión sobre los ecosistemas altoandinos a causado gran impacto sobre la calidad del agua y la biodiversidad (Acosta, et al., 2009) acarreando variaciones en la funcionalidad ecosistémica de dichos lugares. Es por ello que es absolutamente necesario evaluar la calidad de los ríos y una de las formas de hacerlo es a través del proceso de descomposición.

Entre las distintas variables de referencia que se pueden medir para observar que tan alterado esta un ecosistema fluvial, se tiene parámetros físicos tales como pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, etc (Boyero et al., 2016). Factores químicos como la presencia de nitritos, nitratos, fósforo, amonio, etc. Los indicadores biológicos son capaces de informar sobre las perturbaciones más allá de la propia contaminación del agua, como puede ser la alteración física del cauce y de la ribera (Ladrera, 2012). Los macroinvertebrados acuáticos son uno de los grupos más ampliamente utilizados como indicadores biológicos, esto debido a su elevada diversidad, requerimientos biológicos diferentes, fácil muestreo, etc. A su vez, tienen una gran importancia en los ecosistemas

acuáticos al constituir el componente de biomasa animal más relevante en muchos tramos de ríos y jugar un papel fundamental en la transferencia de energía desde los recursos base (hojarasca de bosques adyacentes) hacia los consumidores superiores de las redes tróficas (Prat, Ríos, Acosta & Rieradevall, 2006).

La descomposición de la materia orgánica es uno de los procesos ecosistémicos claves para el correcto desarrollo y sostenibilidad de los ecosistemas, ya que de este depende el reciclaje de nutrientes y su constante renovación (Vitousek, Turner & Sanford, 2012). En los bosques que tienen mucha vegetación de ribera, la entrada de luz es sumamente limitada, hay una pendiente elevada y pocos nutrientes, el crecimiento de productores primarios es muy limitado, por ende el proceso de descomposición de material vegetal se vuelve indispensable para la circulación de energía a través de la comunidad de organismos heterótrofos (Wallace, Eggert & Meyer, 1997) convirtiéndose en la base energética de este tipo de ecosistemas. Sin embargo, este se ha visto afectado por las diversas alteraciones que han sufrido los ecosistemas fluviales, tales como contaminación del agua, eutrofización, alteraciones morfológicas, especies invasoras, entre otras, cambiando las condiciones de hábitats de ciertas especies y por ende produciendo un claro descenso en las poblaciones, alterando así ciclos biológicos y provocando cambios en las comunidades de distintos organismos como hongos, bacterias y macroinvertebrados (Elosegi & Sergi, 2011).

1.2 Alcance

El presente trabajo de titulación determinó la descomposición en 3 puntos de la Cuenca Alta del Río Guayllabamba con distintos grados de alteraciones antropogénicas. Se generaron datos relevantes acerca del proceso de descomposición y como varía la tasa dependiendo de las características físicas, químicas y biológicas de cada punto de estudio. Para dicho propósito se emplearon dos metodologías, depresores de madera y leaf packs durante un tiempo determinado y realizando 4 repeticiones en un mismo punto para así

obtener una curva de tasa de descomposición en relación al tiempo y comparar los resultados de ambas metodologías.

1.3 Justificación

La descomposición es uno de los factores que indica los cambios que se han producido en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos debido a factores antropogénicos (Capello, Marchese & Drago, 2004). Es por ello que se ha vuelto sumamente importante el evaluar la calidad de las fuentes naturales de agua para así tomar medidas que contribuyan con su mejoramiento y de la calidad ecológica. Por ende de este servicio ecosistémico. A pesar de que en los ríos Altoandinos se ha estudiado mucho sobre la estructura y la composición de macroinvertebrados a nivel familia (Jacobsen, Schultz & Encalada, 1997), se sabe poco acerca de los procesos ecológicos claves como la producción primaria y descomposición en ecosistemas de los Andes (Dangles et al., 2010).

La cuenca alta del Río Guayllabamba es uno de los espacios más complejos en cuanto a fuentes naturales de agua se refiere ya que están presentes diversos intereses económicos inmiscuidos. Además se añade la presencia de dos de los cantones más poblados de la provincia de Pichincha como son el cantón Quito y Rumiñahui (Fondo para la protección del Agua (FONAG), 2010). Dando como resultado un aumento en la demanda de agua para diversos usos, sobretudo un escenario de contaminación excesiva, generando una serie de problemas a nivel ecológico que hasta ahora no han sido atendidos de manera adecuada.

La relevancia de este estudio radica en que el objetivo principal es la evaluación de la descomposición en la Cuenca Alta del Río Guayllabamba con el uso de leaf packs y de depósitos de madera, abordando el funcionamiento del sistema en sí mismo, más allá de indicadores estructurales, que ya han sido usados en la zona.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo General:

Evaluar la descomposición en la Cuenca Alta del Río Guayllabamba.

1.4.2 Objetivos Específicos:

- Determinar las tasas de descomposición en función de la calidad ecológica en distintos puntos de la cuenca alta del Río Guayllabamba.
- Comparar distintas metodologías para medir la tasa de descomposición y su sensibilidad frente a cambios ecológicos.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Materia orgánica en los ríos

La materia orgánica de los ríos tiene como origen dos fuentes principales, la materia orgánica autóctona que viene de la actividad fotosintética que se da dentro de los ríos y representa el 1% de la energía total, y la materia orgánica alóctona que es aquella que proveniente de la vegetación de ribera es la que proporciona flujos de materia y es la fuente principal de energía de la red alimentaria acuática (Benfield, 2007). Ésta última puede ser hojas, fragmentos de hojas, flores, cortezas, conos, frutos, etc. Los principales aportes alóctonos provienen de las hojas, van desde el 41 hasta el 98% del total de aportes energéticos recibidos por el río. La importancia de estos aportes, depende del orden del río, por ejemplo en un río de tercer orden el porcentaje de hojas disminuye y la madera será más abundante (Cillero, Pardo & López, 1999).

2.2 Dinámica de la descomposición

La materia orgánica en descomposición representa la mayor parte de la energía química que hay en los ecosistemas y es la principal vía de mineralización en los ecosistemas fluviales (Elosegi & Sergi, 2011). Además, en aquellos ecosistemas que tienen abundante vegetación arbórea y se limita la entrada de luz, las

comunidades de heterótrofos dependen de la descomposición de la materia vegetal como fuente de alimento y esta se convierte de vital importancia para mantener el flujo de energía en dichos ecosistemas (Wallace et al., 1997).

La descomposición de la materia orgánica en los ríos es un proceso que ocurre de manera continua (Vannote, Minshall, Cummins & Sedell, 1980) en el cual intervienen diversos factores bióticos y abióticos. Está dada por un conjunto de organismos presentes en los ecosistemas fluviales como son los detritívoros (macroinvertebrados) y los descomponedores (hongos y bacterias) y se ve influenciada por factores físicos como la temperatura y factores químicos como la concentración de nutrientes en el agua (Elosegi & Sergi, 2011).

La tasa de descomposición que se da por parte de los descomponedores y detritívoros depende de la calidad de la materia orgánica, es decir de la textura, composición bioquímica, contenido de nutrientes, etc (Allan & Castillo, 1971). Se reconoce 3 fases durante el proceso, que no tienen un tiempo bien marcado ya que dependen la una de la otra. Cuando algún resto orgánico llega a un río, en las primeras 24-48 horas empieza a perder hasta el 30% de sus componentes y masa a través del proceso físico denominado lixiviación, que es la pérdida abiótica de sustancias solubles como carbohidratos, fenoles y aminoácidos. Al mismo tiempo se lleva a cabo la segunda fase que es el acondicionamiento del material orgánico para los detritívoros esta se realiza a través de la colonización microbiana. Se metaboliza el tejido de la hoja e inmediatamente aumenta la palatabilidad de los invertebrados (Graça, Barlocher & Gessner, 2001). Finalmente, se da la fragmentación física por abrasión y por la acción que llevan a cabo los macroinvertebrados (Eyes-Escalante, Rodríguez-Barrios & Gutiérrez-Moreno, 2012) .

2.3 Factores que influyen en la descomposición de la materia orgánica

En la descomposición de materia orgánica influyen diversos factores abióticos como las variables físicas y químicas y factores bióticos como las comunidades de los descomponedores (Mathuriau & Chauvet, 2016).

Factores bióticos

La influencia de microorganismos provoca la pérdida de aproximadamente el 21 a 24% de la hojarasca. Los hongos acuáticos que colonizan las hojas contribuyen nutricionalmente y cambian la palatabilidad de las mismas. Posteriormente, los trituradores fragmentan la estructura orgánica ingiriendo los microorganismos presentes en la hojarasca. En la parte baja del río los filtradores y recolectores filtran del agua partículas y materia fecal de los trituradores que finalmente las algas absorben como nutrientes y materia orgánica del agua (Graça et al., 2001).

Por lo tanto en los lugares en los que existen macroinvertebrados del grupo funcional de los trituradores, la descomposición será más rápida (Luna, 2016). Sin embargo, se sabe que la actividad de estos organismos es óptima en las latitudes bajas y por el contrario son escasos en las zonas tropicales (Irons, Oswald, Stout & Pringle, 1994).

Factores Abióticos

Los factores ambientales tales como temperatura, contenido de oxígeno disuelto, nutrientes, pH, etc. Juegan un papel relevante en la descomposición. De igual manera la estructura física de los ríos, el cauce, tipo de suelo, ribera, etc, va a influir en la tasa a la que se descompone la materia orgánica. Generalmente aguas arriba la vegetación ribereña es más abundante y el canal fluvial no muestra alteraciones de origen antrópico por ende la descomposición resulta ser mayor que la que se presenta aguas abajo (Astudillo, Ramírez, Novelo-Gutiérrez & Vázquez, 2014).

La temperatura y el pH son dos de los factores más relevantes durante el proceso ya que controlan el metabolismo de los productores y consumidores ectotérmicos, las tasas de fotosíntesis, la actividad microbiana y el crecimiento de ciertos macroinvertebrados y peces (Elosegi & Sergi, 2011). Es por ello que un ecosistema que tenga temperatura alta será en general mucho más productivo (Luna, 2016). Por otro lado, la conductividad que es la variable que conduce la energía o el calor de las sustancias dependiendo de las sales

disueltas en el agua (Carrasco, Ramírez & Vogel, 2007), influye directamente en la comunidad de macroinvertebrados ya que algunos organismos resultan muy sensibles ante este tipo de alteraciones (Morelli & Verdi, 2014).

Debido a la geografía de los Andes, los ecosistemas fluviales andinos son muy variables presentando fluctuaciones en sus características físicas y químicas (Burneo & Gunkel, 2003), especialmente en variables como la concentración de oxígeno y la temperatura con respecto a la altitud (Jacobsen, Rostgaard & Vásquez, 2003).

2.4 Velocidad de Descomposición

Tradicionalmente, la evaluación de la calidad de los ríos dependía únicamente de características fisicoquímicas o en propiedades estructurales como la composición biológica (Bunn & Davies, 2000), pero se ha puesto mucho menos énfasis en el funcionamiento del ecosistema (Friberg et al., 2009). La descomposición es uno de los procesos ecosistémicos comúnmente medido para evaluar los efectos de las perturbaciones ambientales en el funcionamiento del ecosistema, ya que es sensible a muchos factores estresantes antropogénicos, incluida la contaminación, eutrofización, regulación fluvial, cambios en la vegetación riparia o pérdida de biodiversidad (Gessner & Chauvet, 1995)

Se ha sugerido tomar en cuenta este parámetro como un indicador de la salud de los ecosistemas acuáticos (Phillips, Aneja, Kang & Arya, 2006) por ello se han desarrollado algunas metodologías con las cuales se obtiene la velocidad de descomposición de la hojarasca en los ecosistemas fluviales.

El método clásico que se usa para medir las tasas de descomposición es el de las bolsas de hojarasca. Este requiere de mucho tiempo (especialmente al recolectar las hojas y al armando las trampas), lo que dificulta la comparación de sitios múltiples, que comúnmente es el objetivo de los monitoreos de rutina (Aristi et al., 2012). Es por ello que se han buscado nuevas formas que obtengan

los mismos resultados como el uso de tiras de algodón (Imberger, Thompson & Grace, 2010) o de palos de madera (Arroita et al., 2012). Estos materiales tienen una composición más uniforme, son relativamente baratos, fáciles de obtener y menos propensos a la fragmentación (Tiegs, Langhans & Gessner, 2007). Se ha demostrado que la descomposición de la madera responde a la temperatura del agua y a la eutrofización de la misma manera que la degradación de la hoja (Díez, Elozegi, Chauvet & Pozo, 2002).

Por lo tanto, los palos de madera que tengan una relación superficie / volumen adecuada pueden ser un material rápido, fácil y económico para medir una función clave del ecosistema, como la descomposición de la materia orgánica (Aristi et al., 2012). Sin embargo, hay poca información sobre cómo reaccionan en diferentes condiciones en comparación con la hojarasca.

2.5 Aliso y los depresores de madera

En el presente estudio para medir la tasa de descomposición se trabajó con hojas de Aliso *Alnus acuminata*, perteneciente a la familia Betulaceae. Es una especie considerada de rápido crecimiento, se la puede encontrar en laderas secas, riberas de ríos, pendientes húmedas y zonas con abundante neblina. Su rango de temperatura está entre 4 a 27°C y soporta temperaturas bajo 0 durante cortos periodos de tiempo (Cañadas, 1983).

Esta especie es muy usada en silvicultura debido a su fácil adaptación. Tiene hojas ovoides de 6 a 15 cm de largo y de 3 a 8 cm de ancho, puntiagudas, alternas, con bordes aserrados y el haz y el envés es lampiño en la madurez, presentando un color verde oscuro (Ecuador Forestal, 2015).

Se escogió el aliso debido a que es una especie nativa del Ecuador muy comúnmente encontrada en las riberas de los ríos altoandinos y que se encuentra entre los 1500 y 4000 msnm. (Oleas, Rios-Touma, Peña Altamirano & Bustamante, 2016), rango altitudinal en el que se encuentran los puntos de experimentación de este proyecto. Además, las hojas de esta especie son suaves y muy apetecibles para los detritívoros de las corrientes de los ríos

tropicales (Boyero et al., 2016; Encalada, Calles, Ferrerira, Canhoto & Graça, 2010).

Por otro lado, se escogieron los depresores de madera no tratados provenientes de *Populus x canadensis Moench* una especie forestal híbrida proveniente del este de Norte América, más comúnmente conocida como “Chopo” (Enríquez, 1993). Estos depresores de la marca “Betik” fueron usados por Arroita et al. (2012) y Aristi et al. (2012) en estudios que pretendían evaluar la tasa de descomposición, y fueron escogidos para efectos de comparación de resultados.

2.6 Macroinvertebrados acuáticos

Los macroinvertebrados acuáticos son uno de los grupos de organismos más diversos y abundantes de los ecosistemas fluviales, tienen un tamaño mayor a 500 μm y tienden a ser los principales consumidores de materia orgánica fragmentada y del biofilm que crece en las piedras de los ríos (Elosegi & Sergi, 2011) volviéndose sumamente importantes en el proceso de transferencia de energía a través de los recursos base de las redes tróficas hacia los consumidores (Mora, Magalhães, El Souki & Blanco-Belmonte, 2013).

Se ha usado ampliamente a estos organismos para el biomonitoreo de los ecosistemas acuáticos debido a su alta diversidad y a que son relativamente fáciles de muestrear con distintas técnicas estandarizadas (Ladrera, 2012). Además, se encuentran adultos y larvas de insectos, moluscos, anélidos y crustáceos que tienen distintos requerimientos ecológicos, es decir algunos de estos organismos pueden ser muy tolerantes a la contaminación y otros sumamente sensibles (Ríos-Touma, Acosta & Prat, 2014).

De igual manera, dependiendo del grupo funcional alimenticio al que pertenezcan será la función primordial que estarán cumpliendo dentro del ecosistema acuático (Tomanova, Goitia & Helešić, 2006), por ejemplo los organismos trituradores van a acelerar la fragmentación de la hojarasca y por ende la velocidad de descomposición será más rápida (Eyes-Escalante et al., 2012).

2.7 Actividades antropogénicas en la zona de estudio

La cuenca alta del río Guayllabamba forma parte de la cuenca del río Esmeraldas, va desde la cota 2125 msnm hasta las estribaciones del volcán Cotopaxi en los 3830 msnm. (FONAG, 2010). Los puntos de experimentación del presente estudio se encuentran ubicados en el río Pita.

El río Pita nace de las estribaciones del flanco norte del Volcán Cotopaxi, a lo largo de su trayectoria se encuentran puntos de captación utilizados para abastecer a la central hidroeléctrica de los Chillos de la empresa Eléctrica Quito. Este río recorre la población de San Rafael desembocando en el río San Pedro a la altura de la parroquia rural Conocoto (FONAG, 2005).

Al analizar los datos existentes desde 1990 hasta el 2010 se advierte una reducción del área dedicada a cultivos de papa, cereales, maíz, alverja, alfalfa y papa para ser convertida en pastos y en cultivos introducidos como brócoli y flores. De igual manera, según los últimos censos el crecimiento poblacional en la zona ha aumentado de manera significativa, en el año 2001 habitaban 12487 personas en la parroquia rural de Pintag y para el año 2010 se observa que la población aumento en una tasa del 0,0271 a 17930 habitantes. Igualmente, en Sangolquí la tasa de crecimiento aumento de manera similar a la de Pintag pasando de 62562 a 81140 habitantes (Tabla 1). La alta tasa de crecimiento poblacional en estas parroquias ha incrementado las descargas urbanas en los ríos de la zona (INEC, 2011) afectando a la calidad de éstos.

Tabla 1.

Cambios demográficos en las parroquias que conforman la microcuenca (INEC, 2011)

Parroquias	2001	2010	Tasa 2001-2010
Pintag	14487	17930	0,0237

Machachi	22492	276223	0,0228
Rumipamba	477	775	0,0539
Sangolquí	62562	81140	0,0289

Por otro lado la construcción de obras como canales, zanjas de drenaje, viviendas, infraestructura turística, etc, ha reducido la cobertura vegetal y ha provocado alteraciones de la estructura física del río (Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento de Quito (EPMAPS), 2012). Alterando el área de drenaje de las cuencas y por ende el funcionamiento fluvial (Elosegi & Sergi, 2011).

3. METODOLOGÍA

3.1 Área de Estudio

El presente estudio se realizó en la Cuenca Alta del río Guayllabamba, subcuenca del Río Esmeraldas en la vertiente del Pacífico Ecuatoriano. Ubicada en la Sierra Norte del Ecuador (Fundación Futuro Latinoamericano, 2007), específicamente en el Río Pita. Se observa una variación altitudinal que va desde los 2480 a los 5880 msnm, cuenta con valles, elevaciones y terrenos de altas pendientes; con la existencia de zonas muy irregulares y distintas coberturas vegetales (Carrera, 2014).

Algunas comunidades a lo largo del Río Pita están dedicadas principalmente a actividades agrícolas y ganaderas. Además, se evidencia la presencia de distintas industrias, áreas de recreación y explotación pétreo (FONAG, 2010).

3.2 Selección de puntos de experimentación

En algunos estudios realizados con anterioridad (Ríos-Touma & Guerrero-Latorre, 2016; Checa, 2018; Guilcatoma, 2018) se clasificaron puntos de la

cuenca alta del Río Guayllabamba según el uso del suelo. Basándose en dichas investigaciones, se escogieron los puntos para la colocación de los depresores de madera y de los leaf packs (Tabla 2) según el grado de impacto antropogénico de cada sitio con el fin de identificar como el tipo de cobertura y las actividades que se realizan cerca de los ríos afectan al proceso de la descomposición. Es decir, se escogió un punto con mayor porcentaje de cobertura boscosa natural (3.2 PI), un punto alterado por actividades agrícolas y ganaderas (3.5 PI) y un punto en el que predominan los asentamientos urbanos (SP3).

Los puntos se localizan (Tabla 2, Figura 1) en el mismo rango de altitud para que tengan condiciones similares de variables físicas y climáticas.

Tabla 2

Coordenadas puntos de muestreo de la cuenca del río Pita, Ecuador

	Punto	Latitud	Longitud	Elevación
1	3.5 PI	-0.330398	-78.418922	2552
2	3.2 PI	-0,400956	-78,383733	2844
3	SP3	-0,296142	-78,459882	2465

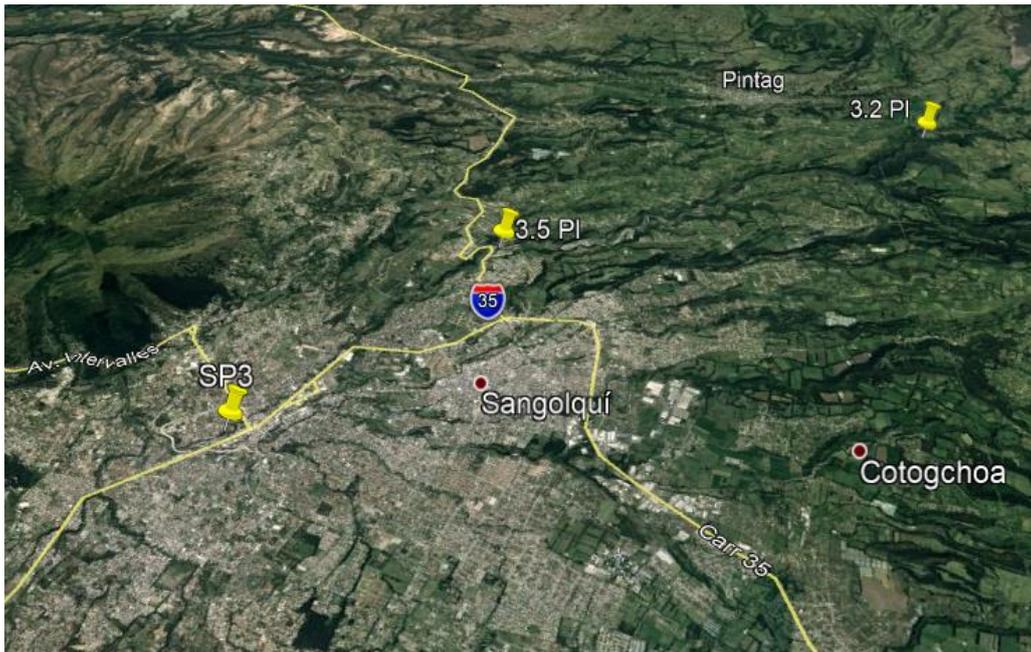


Figura 1. Puntos de experimentación en la cuenca del río Pita.
Adaptado de Google Earth, S.f.

3.3 Caracterización físico-química de los ríos

En los puntos escogidos se realizó una caracterización fisicoquímica del agua. Durante la colocación y todas las fechas de experimentación, se realizó in situ la medición del caudal, pH, conductividad, temperatura y el contenido de oxígeno disuelto usando equipos portátiles. Posteriormente se tomaron muestras de agua para ser analizadas en laboratorio y se determinó las siguientes variables: amonio, fósforo, sulfatos, cloruros, nitritos, nitratos, color, turbidez, DQO y DBO.

3.4 Protocolos de Evaluación Ecológica

Los datos utilizados en los índices de calidad ecológica que se detallan a continuación fueron obtenidos de una investigación realizada con anterioridad (Checa, 2018) en la que se determinó el estado de la vegetación de ribera y la calidad del hábitat fluvial en los mismos puntos de este proyecto.

Calidad del Bosque de Ribera

El QBR-And toma en cuenta cuatro factores: vegetación total, estructura de la vegetación, calidad de la cubierta de vegetación y alteraciones del canal del río (Acosta, Ríos, Rieradevall & Prat, 2009). La puntuación varía entre 0 y 100, siendo óptimos los valores mayores o iguales a 95 que indican muy buena calidad y los valores menores o iguales a 25 indican pésima calidad y degradación extrema (Anexo 1) (Munné, Solá & Prat, 1998).

Calidad del Hábitat fluvial

Para la evaluación de este parámetro se utilizó el índice IHF (Anexo 2), el cual valora algunos aspectos físicos como la hidrología y el sustrato, que van a influir directamente en la heterogeneidad del hábitat. La valoración óptima es superior a 75 y los valores inferiores a 40 indican limitaciones de calidad para el correcto desarrollo de una comunidad bentónica diversa (Pardo et al., 2002)

Índice Biótico Andino

Este índice biótico (ABI) evalúa la calidad del agua en función de las muestras de macroinvertebrados acuáticos (Anexo 3). Asigna valores entre 1 y 10 a las familias de estos organismos. El valor que se le dé va a depender de la tolerancia o susceptibilidad de dicha familia a la contaminación, siendo 10 el valor más alto, es decir las más susceptibles y 1 el mínimo para las más tolerantes. El valor de ABI total es la suma de todas las familias presentes en las muestras e indica la calidad del agua en el punto evaluado (Ríos-Touma et al., 2014).

ECOSTRIAND

El *Ecological Status River Andean* es un índice de evaluación rápida que pretende valorar la calidad del ecosistema fluvial de una forma global, incluye la

calidad del agua y los macroinvertebrados acuáticos. Se incluyen los resultados del IHF, QBR-And y ABI (Acosta et al., 2009) y clasifica a los resultados obtenidos en muy bueno, bueno, regular, malo, pésimo.

3.5 Experimentación de la descomposición

Los depresores de madera tienen una dimensión de (15x1.8 x 0.2cm) y un peso uniforme. Se numeraron, perforaron, se secaron al horno, 70°C durante 72 horas, se pesaron y finalmente se ataron racimos de 8 depresores de madera. Se recogieron las hojas de aliso sin tallos y de preferencia de un mismo tamaño. Posteriormente se colocaron en fundas plásticas para su traslado al laboratorio. Se secaron a temperatura ambiente (21°C) durante 24 horas. Finalmente, se colocaron 5 gramos de hojas en mallas de 10mm para permitir la entrada de macroinvertebrados acuáticos durante la experimentación.

Todas las muestras se colocaron en un mismo día y se retiraron del punto de experimentación durante 4 fechas (Tabla 3) ya que el tiempo necesario para perder el 50% de la masa inicial en las hojas y depresores, es alrededor de 21 días, pero es recomendable llevar los experimentos por 42 días o más días (Aristi et al., 2012).

En el campo, todas las muestras se ataron con hilo de pescar a pequeñas barras de metal para evitar que se hundan o se pierdan y se colocaron según el diseño experimental, es decir 3 puntos de experimentación con 2 tratamientos (depresores y mallas) y 4 repeticiones de cada uno (correspondientes a las 4 fechas de retiro de depresores y mallas), en estas repeticiones se colocaron 32 leaf packs y 4 racimos de depresores de madera (un total de 32 depresores), esto debido a que son 4 tiempos de análisis para cada punto. Es decir, se colocaron 96 leaf packs y 12 manojos de depresores de madera (96 depresores), teniendo un total de 192 muestras.

Adicionalmente, para calcular la pérdida de masa en las muestras debido a la manipulación y transporte (Graça et al., 2001), en una de las fechas se llevó al campo 5 bolsas de hojas y 5 depresores de madera y se realizó el mismo

procedimiento de las muestras recogidas durante la experimentación. Con estos datos se hizo una corrección de pérdida por manipulación en todos los resultados obtenidos.

Tabla 3

Tiempo y fechas de experimentación

	Fecha	Tiempo (Días)
Colocación de muestras	22 de marzo de 2018	0
Primera Fecha	29 de marzo de 2018	7
Segunda Fecha	12 de abril de 2018	21
Tercera Fecha	3 de mayo de 2018	42
Cuarta Fecha	24 de mayo de 2018	63

Una vez retirados los leaf packs y los depresores de madera se colocaron en fundas herméticas y se trasladaron en una nevera al laboratorio de Investigación de la Universidad de las Américas. Las muestras se enjuagaron con agua a baja presión (piseta) para retirar los sedimentos y con la ayuda de pinzas se retiraron los macroinvertebrados que se almacenaron en alcohol al 70% para su posterior identificación.

Los depresores de madera se secaron en la estufa a 70°C durante 72 horas y se pesaron. Se colocaron en un crisol y se llevó estos residuos a la mufla durante 5 horas a 500°C para así obtener la masa seca libre de cenizas (AFDM) (Aristi et al., 2012).

Las hojas limpias se colocaron en bandejas de aluminio para ser secadas durante 24 horas a temperatura ambiente (21°C). Después, se llevaron a la estufa por 24 horas a una temperatura de 90°C, se colocaron en cápsulas y se pesaron. Posteriormente los residuos se trituraron en un mortero y se colocaron

en crisoles. Se llevaron a la mufla durante 4 horas a 550°C y se obtuvo la AFDM (Benfield, 2007).

3.6 Identificación de Macroinvertebrados acuáticos de las hojas

Los macroinvertebrados almacenados, se colocaron en cajas Petri con agua destilada y se utilizó un estereoscopio para su identificación, basándose en el Protocolo Simplificado y Guía de evaluación de la calidad ecológica de los Ríos Andinos (Acosta et al., 2009) y de la guía de Domínguez y Fernández (2009). Se calculó la abundancia, riqueza y diversidad de Shannon de los macroinvertebrados en cada leaf pack por fecha.

Posteriormente, se clasificó a los géneros de macroinvertebrados según el grupo funcional alimenticio al que corresponden (Anexo4) (Tomanova et al., 2006) debido a que las estrategias de alimentación que usa cada organismo corresponden a las adaptaciones de las especies a las condiciones ambientales.

Tabla 4

Características de los tipos de organismos según el grupo funcional alimenticio.

Grupo Funcional Alimenticio	Características
Trituradores	Mastican o acondicionan la materia orgánica como la hojarasca
Raspadores	Recogen las algas adheridas de las superficies
Colectores Recolectores	Adquieren la materia orgánica particulada fina de los sedimento
Colectores Filtradores	Eliminan la materia orgánica de la columna de agua

Depredadores	Capturan o consumen presas vivas
--------------	----------------------------------

Adaptado de Cummins, Merritt & Andrade, 2005.

3.7 Análisis de Datos

El cálculo de la biomasa se realizó con la diferencia de valores: pesos obtenidos luego de la estufa y los valores obtenidos luego de la mufla, resultando en el peso libre de cenizas AFDW (Petersen & Cummins, 1980).

Para obtener las velocidades de descomposición en los depredadores de madera y las hojas se utilizó la siguiente fórmula:

$$K = -\ln\left(\frac{\%R}{100}\right)t^{-1}$$

(Ecuación 1)

En donde

R= peso del material remanente (%AFDM). Diferencia de pesos a 90°C con los 550°C y el porcentaje obtenido comparándolo con el peso inicial de las hojas secas.

t= tiempo pasado en días

K=Coeficiente que indica la velocidad de descomposición (Giancarlo y Prato, 1994).

El valor numérico del coeficiente k indica la velocidad de descomposición de las hojas:

k < 0.005 es lenta; 0.005 < **k** < 0.010 es media; **k** > 0.010 es rápida (Petersen & Cummins, 1980).

Finalmente, se usó el software STATISTICA (6.0) StatSoft. (1999) para el análisis estadístico de los resultados y sus respectivos gráficos. Con los datos obtenidos de las tasas de descomposición de ambos métodos se realizó un análisis de covarianza (ANCOVA) usando (K_{21}) como la variable dependiente, el sitio y los métodos como los factores y el tiempo como covariable. Para verificar si existen diferencias significativas en los datos de los análisis de aguas entre los puntos de estudio se realizó Kruskal Wallis-ANOVA no paramétrico.

Adicionalmente, a través del análisis correlacional entre los indicadores ecológicos y los datos obtenidos sobre macroinvertebrados, se comprobó si existe una relación entre estas variables y la tasa de descomposición resultante de las dos metodologías usadas.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Resultados

4.1.1 Calidad Ecológica del Río Pita

4.1.1.1 Parámetros Físico-químicos

Caudal

El caudal más alto según los resultados obtenidos (Tabla 5) es en el punto 3.5 PI con un valor máximo de 2,40 m³/s. El punto 3.2 PI tiene un caudal máximo de 1,98 m³/s y SP3 de 1,52m³/s, obteniendo diferencias significativas entre todos los puntos (Kruskal-Wallis ANOVA: H=6,2505, p=0.0439).

Color y Turbidez

Los valores de color no mostraron una variación significativa entre puntos (Kruskal-Wallis ANOVA: H=1.22, p= 0.5434), en el punto 3.2 PI el valor máximo fue de 114 UPC, 97 UPC en el 3.5 PI y 99 UPC en el SP3. En cuanto a la turbidez

el punto 3.2 PI registró valores entre 5 (día 63) y 23 NTU (día 7), en el sitio 3.5 PI se obtuvo 3 NTU al día 42 y 22 NTU en el día 21. El punto SP3 presentó un valor máximo de NTU en la última fecha y de 9 NTU a los 42 días, sin presentar variaciones significativas entre los puntos (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=1.0889$, $p=0.5802$).

Mineralización

El pH en los puntos 3.2 PI y 3.5 PI se mantuvo en un rango de neutro a ligeramente alcalino, los valores más bajos fueron 7.94 (3.2PI) y 8.03 (3.5 PI). Mientras que en el SP3 se registró un valor mínimo de 6.95 indicando un pH ácido, mostrando una variación significativa entre puntos (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=9.7123$, $p=0.0078$).

La conductividad presentó una variación significativa entre puntos (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=11.18$, $p=0,0037$), con valores mínimos y máximos de 134.80 - 213 (mS/cm) en el sitio 3.2PI, 165.90 - 366,40 (mS/cm) en el 3.5 PI y de 400,20 - 535 (mS/cm) en el punto SP3.

Los valores más altos de sulfatos (mg/l) se encontraron en el sitio 3.2 PI (Tabla 5) mientras que los más bajos se presentaron en el sitio 3.5 PI, mostrando variaciones significativas entre puntos (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=12.02$, $p=0.0025$). Por otro lado, en los resultados de cloruros (mg/l) los valores bajos están en el sitio 3.2 PI y los más altos son del punto SP3, evidenciando diferencias significativas entre los puntos (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=9.6372$, $p=0.0081$).

Tabla 5

Variables físico químicas en los sitios experimentales de la cuenca del río Pita, Ecuador

SITIO	FECHA	Q	COLOR	TURBIDEZ	CONDUCTIVIDAD	pH	CL-	SO4
3,2 PI	0	0,48	42	9	134,80	8,22	0,92	25,46
	7	1,11	114	23	186,00	7,94	1,38	23,27
	21	1,02	96	20	158,20	8,75	1,38	22,70

	42	0,47	108	11	213,00	7,99	0,46	24,49
	63	1,98	5	5	178,23	7,98	3,69	21,72
	0	1,91	37	6	165,90	8,35	5,53	22,11
3,5	7	1,15	97	17	252,00	8,03	5,99	10,99
PI	21		61	22	227,10	8,22	5,07	13,59
	42	2,4	82	3	266,40	8,12	5,53	11,97
	63		34	6	241,90	8,18	11,06	13,19
	0	1,52	85	14	411,50	7,58	3,23	19,20
	7	0,03	69	10	535,00	7,49	25,35	14,49
SP3	21	0,11	99	13	400,20	7,34	33,18	15,22
	42	0,07	86	9	500,00	6,95	33,64	15,95
	63	0.0089	47	33	406,40	7,32	34,11	13,35

Nota: caudal: m^3/s , color; UPC, turbidez: NTU, conductividad: mS/cm, sulfatos y cloruros; mg/l

Temperatura y Oxígeno Disuelto

La temperatura suele ser más alta en los puntos urbanos tal como se evidencia en el punto SP3 (Tabla 6) en donde el valor máximo es de 21,30°C, seguido del punto 3.5 PI con un máximo de 14,40°C, mientras que en el sitio 3.2 PI que presenta mayor cobertura natural, se presentan los valores más bajos de los tres puntos, el máximo es de 13.93°C. Tales resultados indican que existen diferencias significativas entre los puntos (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=9.98$, $p=0.0068$).

De igual manera, el porcentaje de oxígeno disuelto presentó diferencias significativas entre puntos (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=10.5188$, $p=0.0052$). Por lo general, esta variable tiene valores más altos en las zonas boscosas como el punto 3.2 PI en donde se obtuvo hasta 104,6 %OD, a diferencia de los valores obtenidos en el punto SP3 que se encuentra en una zona urbana en donde el máximo fue de 71,20% OD.

Nutrientes

No existen diferencias significativas en los nitratos de los distintos sitios (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=3.1456$, $p=0.2075$), presentando concentraciones (mg/l) similares en los puntos 3.2 PI y 3.5 PI en donde se obtuvo valores máximos de

2,47 y 1,79 respectivamente. Las concentraciones más altas se encuentran en el punto SP3 con un valor máximo de 15,53. Por otro lado, las concentraciones de fosfatos si presentan diferencias significativas, en el punto SP3 ya que se alcanzan valores sumamente altos de hasta 15,53 (mg/l) (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=10.5188$, $p=0.0052$).

DBO₅ y DQO

La demanda bioquímica de oxígeno al día 5 presento sus valores más altos en el sitio urbano SP3 de hasta 39 (mgO₂/l) mientras que en los otros dos sitios boscoso y Agroganadero se encuentran valores máximos entre 1 y 2 (mgO₂/l) respectivamente, evidenciando que existen diferencias significativas entre los sitios (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=10.6378$, $p=0.0049$). En los registros de la demanda química de oxígeno (mgO₂/l) se evidencia el mismo patrón (Tabla 6), es decir que los valores más altos en promedio fueron presentados en el punto SP3 alcanzando un valor máximo de 56,88 (mgO₂/l) mientras que los sitios 3.2 PI y 3.5 PI tienen valores máximos de 7,50 (mgO₂/l). Se demuestra que los sitios tienen diferencias significativas entre ellos (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=6.4861$, $p=0.0390$).

Nitritos y Amonio

Los valores de nitritos tienen sus valores más altos en el sitio SP3, llegando a registrar como máximo 1,03842 (mg/l), por el contrario, en el punto 3.5 PI se encuentran en un bajo rango y en el 3.2 PI se mantienen los datos por debajo de 0.001 (mg/l) presentando diferencias significativas entre puntos (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=10.432$, $p=0.0054$). En cuanto a la variable Amonio (mg/l) los valores más altos se encuentran en el punto SP3, cuyo máximo es 13,5 (mg/l), en el punto 3.5 PI el valor más alto es 9,20 (mg/l) y en el 3.2 PI se registra un valor máximo de 1,05 (mg/l), indicando que existen diferencias significativas entre los sitios (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=6,26$ $p=0.0437$).

Tabla 6

VARIABLES FÍSICO QUÍMICAS EN LOS SITIOS EXPERIMENTALES.

SITIO	FECHA	% OD/L	OD	T (°C)	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ₃ ⁻	NH ₄	DBO ₅	DQO
3,2 PI	0	99,3	7,77	11,8	<0,001	1,52	0,99	0,3	2	7,5
	7	104,6	8,26	11,2	<0,001	1,89	0,91	0,2	3	6,25
	21	103,2	8,79	8,2	<0,001	1,21	0,74	0,2	1	6,5
	42	104,1	8,18	11,4	0,0018	2,47	0,8	0,2	1	6,88
	63	103,92	8,93	13,93	<0,001	0,94	0,74	1,1	1	6,88
3,5 PI	0	98	5,08	12,9	0,0014	1,29	0,74	0,3	2	5,63
	7	103,5	8,08	13,2	0,0679	1,79	0,9	9,2	1	7,06
	21	102	8,51	10,4	0,0005	1,13	0,76	2,2	1	7,5
	42	103,5	7,97	12,6	<0,001	1,13	0,67	0,3	1	7,5
	63	98,8	7,52	14,4	<0,001	1,04	0,71	0,1	1	6,25
SP3	0	10,7	0,71	21,3	0,0841	2,21	15,53	3	39	51,25
	7	71,2	5,01	18,5	0,1263	3,14	5,54	14	12	56,88
	21	41,4	2,92	17,9	0,0971	1,96	12,30	4,9	29	40,63
	42	10,05	6,72	19,7	1,0384	0,97	7,21	2,7	34	40,63
	63	22,4	1,55	19,1	0,2320	1,98	8,08	0,4	19	21,88

Nota: Oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, sulfatos, amonio, DBO₅ y DQO: mg/l

4.1.1.2 Bosque de ribera y hábitat físico

Los índices que indican la calidad ecológica del bosque de ribera y el hábitat físico alcanzan sus valores óptimos en el sitio 3.2 PI que es el que se encuentra a mayor altitud y es el menos alterado por actividades antropogénicas. A medida que el rango altitudinal va decreciendo, las actividades humanas aumentan y los asentamientos urbanos alteran la naturalidad del canal fluvial, se evidencia una baja en los valores de todos los índices, indicando una mala o pésima calidad en los puntos 3.5 PI y SP3 (Tabla 7).

Índice de Hábitat Físico

El sitio 3.2 PI presenta valores óptimos indicando un hábitat físico muy bueno mientras que en los puntos agroganaderos o que atraviesan zonas urbanas

como el 3.5 PI y SP3 hay una pérdida del hábitat fluvial sin embargo están fuera del rango crítico de este índice.

Bosque de Ribera

El sitio que tiene una mayor puntuación es el 3.2 PI, indicando que la vegetación está ligeramente perturbada y en general la calidad es buena, debido a que es una zona rural en la que predomina la cubierta arbórea y arbustiva autóctona de este bosque de ribera. Por otro lado los puntos 3.5 PI y SP3 tienen un valor igual o menor a 25 indicando que la degradación en estos sitios es extrema y por ende la calidad del bosque de ribera es pésima.

ECOSTRIAND

Este índice de evaluación rápida indica que el sitio boscoso (3.5 PI) tiene una valoración alta, calificándolo de muy bueno mientras que el punto agroganadero (3.5 PI) y el punto urbano (SP3) son definidos como pésimo debido a la poca diversidad de familias de macroinvertebrados y a la baja calidad del bosque ribereño.

Tabla 7

Calidad ecológica de los sitios de muestreo.

SITIO	IHF	QBR	ECOSTRIAND	ECOSTRIAND
3.2 PI	90	95	5	MUY BUENO
3.5 PI	73	25	1	PÉSIMO
SP3	54	20	1	PÉSIMO

4.1.1.3 Macroinvertebrados acuáticos

Se identificaron los macroinvertebrados acuáticos recolectados por clase, orden, familia y en la mayoría se logró identificar el género al que pertenecen. La abundancia promedio por trampa registro valores más altos en aquellos puntos categorizados como bosque (3.2 PI) o agroganaderos (3.5 PI), mientras que el sitio de experimentación más alterado SP3 presenta el valor más bajo, siendo evidente que la alteración que ha sufrido este sitio está influyendo directamente en la abundancia de macroinvertebrados acuáticos (Tabla 8).

El sitio en el que se encontró mayor riqueza durante todas las fechas de experimentación es el 3.2 PI con un valor promedio de 10.25. A medida que el sitio se encuentra más alterado, la riqueza disminuye tal como se observa en el punto urbano SP3 en donde el valor promedio es de 5, es decir el número de géneros se redujo notablemente en comparación con los puntos de experimentación que tienen menos alteraciones y mejor calidad ecológica (Anexo 6).

Se evidenció que a medida que cambia el uso del suelo, es decir de bosque a urbano, la diversidad presenta valores más bajos, tal es el caso del sitio 3.2 PI con un valor promedio de 1.73 en contraste con el SP3 con un valor promedio de 1.10 (Tabla 8).

De igual manera, el valor de ABI más alto es del punto 3.2 PI indicando que la calidad del agua es muy buena, seguido del valor registrado en el sitio 3.5 PI el cual señala que la calidad del agua es buena mientras que en el SP3 este índice indica que el agua tiene mala calidad.

Tabla 8

Valores promedio de abundancia, riqueza y diversidad de Shannon en cada sitio de muestreo

SITIO	ABI	ABUNDANCIA	RIQUEZA	DIVERSIDAD SHANNON (equivalente especies)
3.2 PI	105	12.34	10.25	1.73
3.5 PI	51	15.34	9.50	1.41
SP3	10	8.75	5.00	1.10

Nota: Valores de ABI Checa, 2018.

El grupo de los colectores es uno de los más abundantes en los tres sitios de experimentación. Los organismos depredadores se reducen considerablemente a medida que el sitio es más contaminado y por el contrario los raspadores están en un rango promedio en estos mismos lugares, mientras que en el sitio 3.2 PI estos organismos fueron poco abundantes. De igual manera en los puntos de experimentación 3.5 PI y SP3 no se encontraron organismos trituradores y en el punto 3.2 PI el número de individuos encontrados en esta categoría fue mínimo.

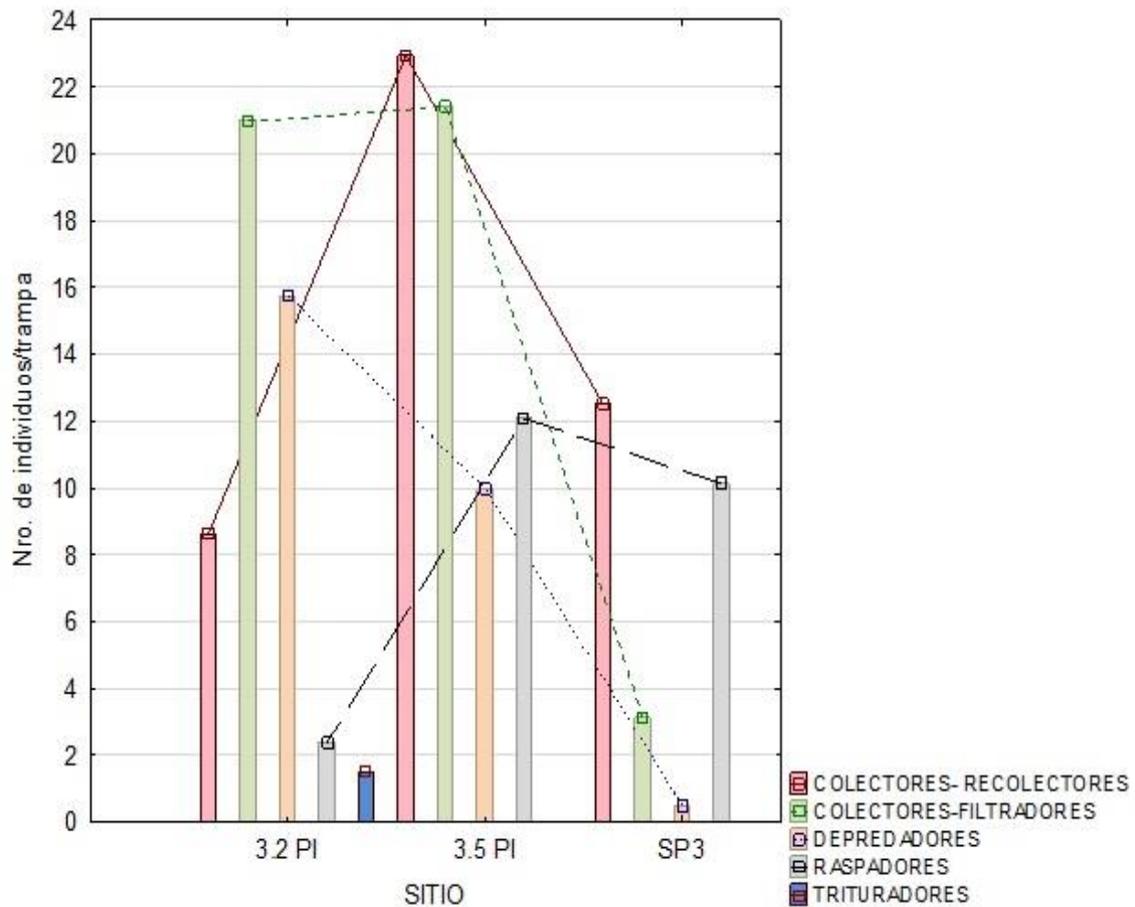


Figura 2. Diagrama de los grupos funcionales de macroinvertebrados encontrados en cada trampa y clasificados según los puntos de muestreo de la Cuenca Alta del Río Guayllabamba.

Durante la experimentación, se identificó un total de 22 familias en el punto 3.2 PI, entre las que mejor puntaje ABI tienen se encuentran: Anomalopsychidae, Helicopsychidae, Leptohyphidae, es decir que son muy sensibles a la contaminación, demostrando que este sitio tiene poca alteración. De igual manera, en el sitio 3.5 PI se encontró un total de 17 familias entre las cuales se encuentran: Oligochaeta, Dolichopodidae, Hydropsychidae, Hydrobiosidae, Glossosomatidae, Baetidae, entre otras. Dentro de este variado grupo se encuentran familias tolerantes y sensibles, sin embargo predominan aquellas que se mantienen en un rango de tolerancia medio. En las 6 familias recolectadas en el punto SP3 se identificó: Chironomidae, Oligochaeta,

Syrphidae, Physidae, Psychodidae e Hirudinea, que tienen un bajo puntaje ABI, es decir son familias con alta tolerancia a la contaminación.

4.1.2 Tasas de descomposición

En base a las correcciones realizadas debido a la pérdida por manipulación se calculó que los depresores de madera pierden el 1,07% del total y las hojas el 3.67% debido a la manipulación que se realiza durante la preparación de la muestra y el traslado al punto de experimentación. Estos porcentajes fueron sumados al porcentaje de ADFM restante de cada muestra.

A continuación se presentan los resultados del porcentaje de masa restante en los tres puntos de experimentación. En el Anexo 5 se observa las fechas en las que se tuvo inconvenientes con el procesamiento de los resultados de las muestras ya sea por pérdida de las mismas o debido a errores de medición.

Tabla 9

Promedio del porcentaje de masa restante (AFDM) por fecha y por sitio, utilizando como método los Depresores de madera y Leaf packs

SITIO	MÉTODO	% AFDM (7)	% AFDM (21)	% AFDM (42)	% AFDM (63)
3.2	DEPRESORES	99,00	96,80	93,89	89,15
	LEAF PACKS	60,04	44,90		32,45
3.5	DEPRESORES	99,24	95,80	83,87	76,87
	LEAF PACKS	61,97	41,59		17,17
SP3	DEPRESORES	97,90	96,18	90,82	
	LEAF PACKS	54,05	44,07	19,59	

Como se esperaba, la tasa de descomposición indicó el decrecimiento de la masa de la materia orgánica en relación al tiempo. Cabe señalar que las muestras del punto urbano SP3 en la última fecha no se pudieron recuperar debido a que el caudal del río había crecido desproporcionalmente por las precipitaciones presentadas los días anteriores al día 63, por lo tanto no se tienen registros del porcentaje de masa restante para este. Por ello se comparó los valores obtenidos entre puntos al día 21, en donde se evidencia que el punto 3.5 PI perdió un 4.20% de masa siendo el punto en el que más porcentaje se perdió. Seguido del punto urbano SP3 en donde se perdió el 3.82% y el sitio 3.2 PI en donde se evidencia la pérdida del 3.20% de masa total.

En cuanto a los datos obtenidos hasta el día 21 con los leaf packs, se evidencia que el punto que más masa perdió es el punto SP3 con un 55,41%, en el sitio 3.5 PI se perdió el 55.93% y finalmente en el punto 3.2 PI se perdió el 55.10% de masa.

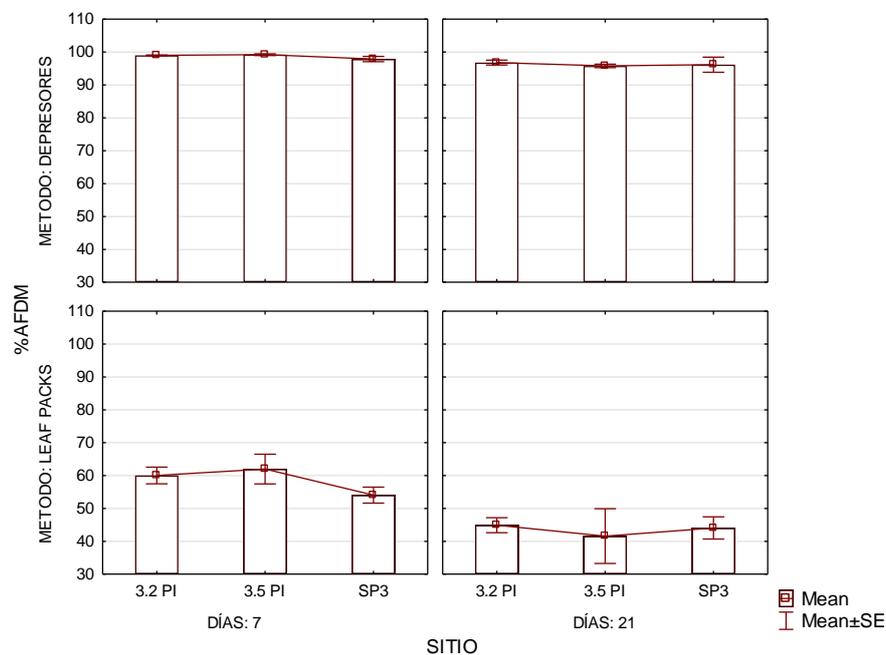


Figura 3. Comparación del porcentaje de masa restante (AFDM) en el día 7 y 21 de cada método en los 3 sitios de experimentación.

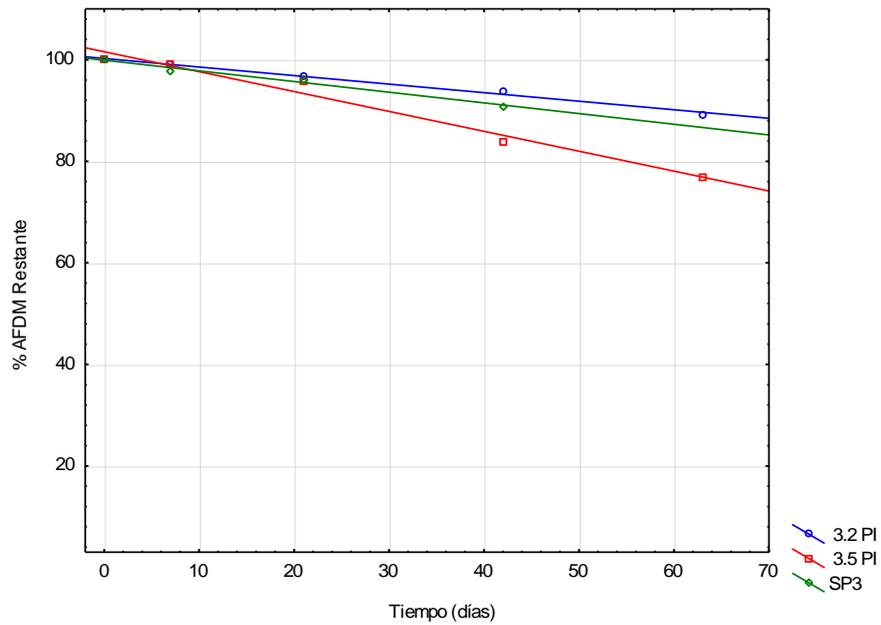


Figura 4. Porcentaje de masa restante (AFDM) con relación al tiempo (días) de los depresores de madera.

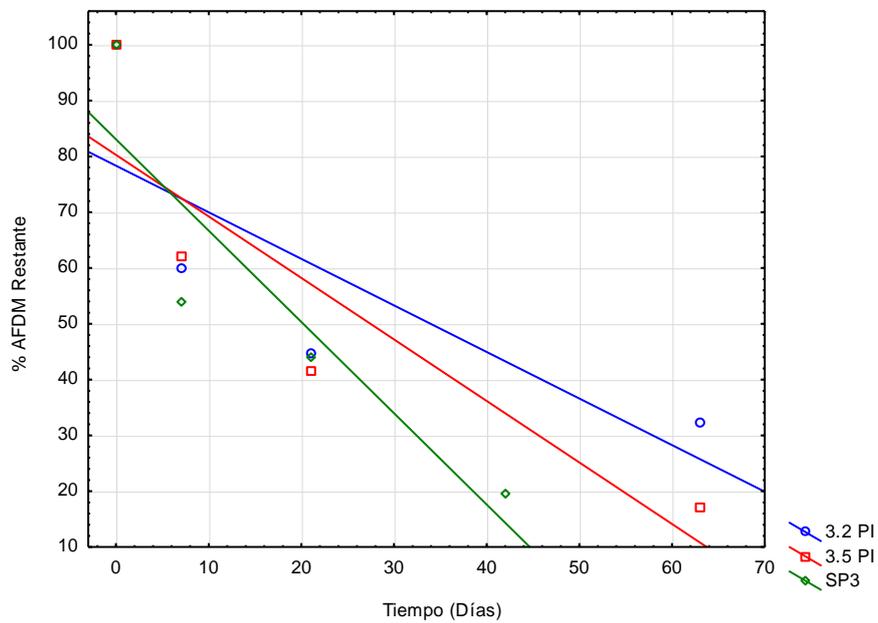


Figura 5. Porcentaje de masa restante (AFDM) con relación al tiempo (días) de los leaf packs.

4.1.3 Relación de la calidad ecológica con las tasas de descomposición

Se realizó un análisis de correlación de entre las tasas de descomposición (K_{21}) promedio obtenidas y los índices ABI, QBR y ECOSTRIAND (Figura 6 y 7).

Se observa que hay una correlación poco significativa entre la tasa de descomposición de los depresores con los índices QBR ($r = -0,07106$) y ECOSTRIAND ($-0,09442$), indicando que los valores más altos de descomposición se presentan en los sitios en los que estos índices tienen valores más bajos (Figura 6) tal es el caso del punto SP3. Por otro lado, se observa que las tasas de descomposición de los leaf packs no muestran una relación significativa con los índices de calidad ecológica (Figura 7).

Tabla 10

Valores promedio de la tasa de descomposición (K) de los depresores de madera y los leaf packs relacionada con los índices de calidad ecológica.

SITIO	K DEPRESORES	K LEAF PACKS	ABI	QBR	ECOSTRIAND
3,2 PI	0,0015	0,05615	105	95	5
3,5 PI	0,00157	0,0601	51	25	1
SP3	0,00248	0,06452	10	20	1

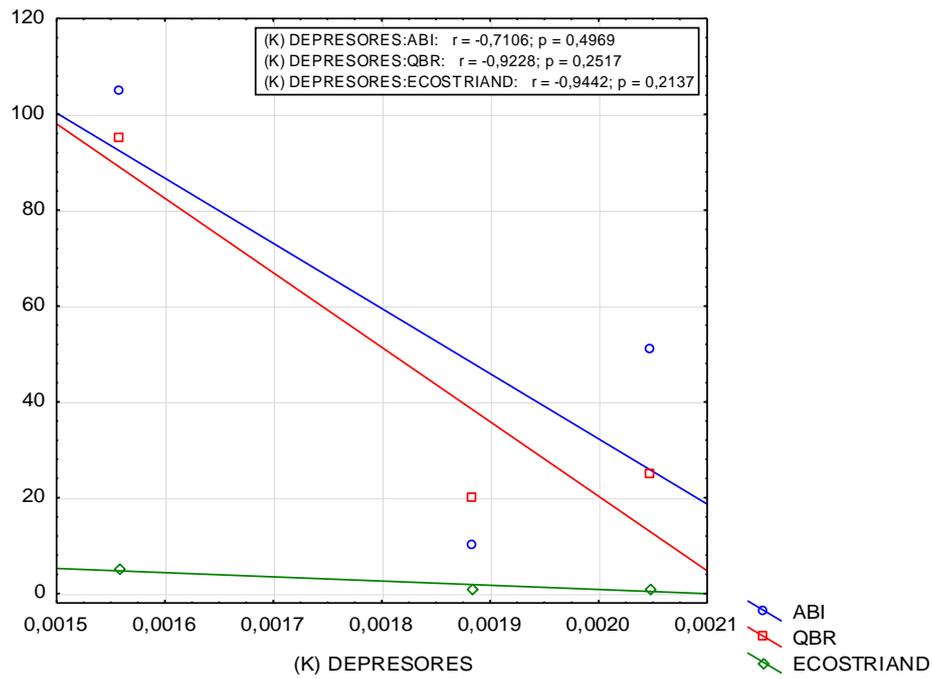


Figura 6. Correlación entre la tasa de descomposición (K) de los depresores con los índices de calidad ecológica.

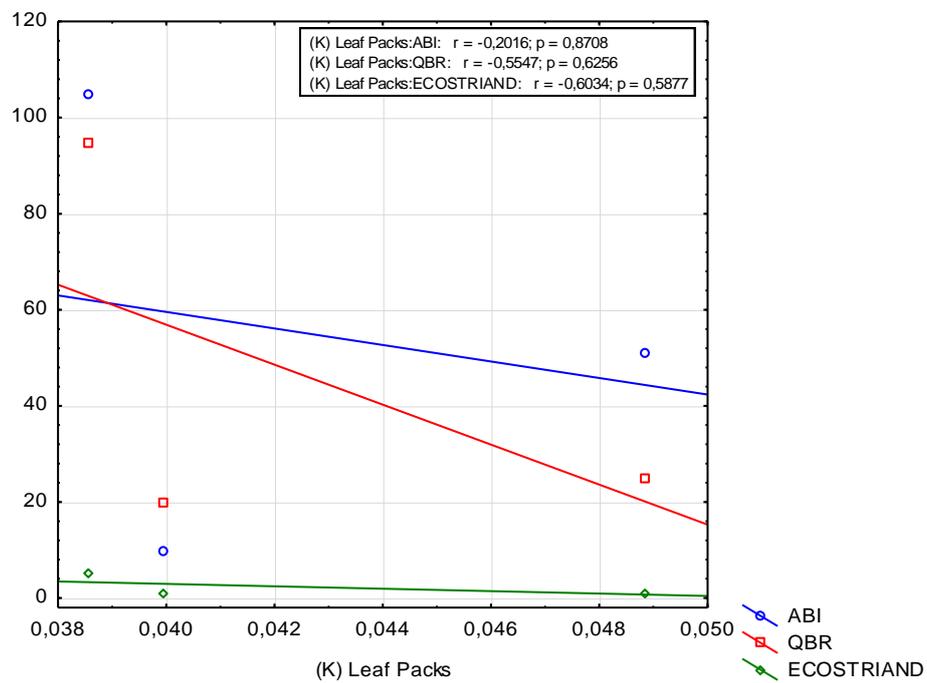


Figura 7. Correlación entre la tasa de descomposición (K) de los leaf packs con los índices de calidad ecológica.

4.1.4 Comparación metodologías

Al igual que con el porcentaje de AFDM, para realizar la comparación se tomarón únicamente los valores de las fechas que estén completas con todos los métodos. El valor promedio de K hasta el día 21 en el sitio 3.2 PI utilizando los depresores de madera fue de 0,00150 mientras que con los leaf packs en el mismo punto el promedio fue 0,05615. En el sitio 3.5 PI el valor promedio de K fue de 0,00157 con los depresores de madera y de 0,06010 con los leaf packs. Finalmente, en el punto SP3 el valor promedio de K con los depresores de madera fue 0,00248 y 0,06452 con los leaf packs.

Independientemente de la metodología usada la tasa de descomposición en la segunda fecha (21 días) baja y en general en el punto urbano SP3 esta es más rápida, seguida del punto agroganadero 3.5 PI y la tasa de descomposición más lenta se obtuvo en el punto menos contaminado 3.2 PI.

Tabla 11

Tasas de descomposición (K) por fecha y por sitio, utilizando como método los Depresores de madera y Leaf packs

SITIO	MÉTODO	K (7)	K (21)	K (42)	K (63)
3.2	DEPRESORES	0,00144	0,00156	0,00158	0,00183
	LEAF PACKS	0,07375	0,03856		0,01834
3.5	DEPRESORES	0,00110	0,00205	0,00426	0,00422
	LEAF PACKS	0,07135	0,04886		0,03053
SP3	DEPRESORES	0,00307	0,00188	0,00230	
	LEAF PACKS	0,08909	0,03995	0,04241	

De igual manera se evidencia que la descomposición fue más rápida utilizando leaf packs y presenta diferencias significativas entre puntos a diferencia de la descomposición con los depresores de madera en la cual no son evidentes las diferencias de K entre puntos y fechas (Figura 8). Las tasas de descomposición de ambos métodos se compararon mediante un ANCOVA de dos vías (Tabla 12) y los resultados indican que el día y el método usado son significativos ($p < 0.05$). Es decir el tiempo (días) influye de manera directa en el resultado, a medida que pasan los días la tasa de descomposición va a cambiar debido a la pérdida de masa. De igual manera, dependiendo del método que se esté aplicando va a variar el resultado, es decir que se va a perder más masa si se está realizando la experimentación con leaf packs a diferencia de utilizar depresores de madera en donde se la masa perdida será menor y poco significativa. Evidenciando que si existe diferencias entre las tasas de descomposición que se obtiene con cada método, al usar leaf packs los resultados indican que la descomposición es rápida mientras que con el uso de depresores se muestra que la tasa es mucho más lenta.

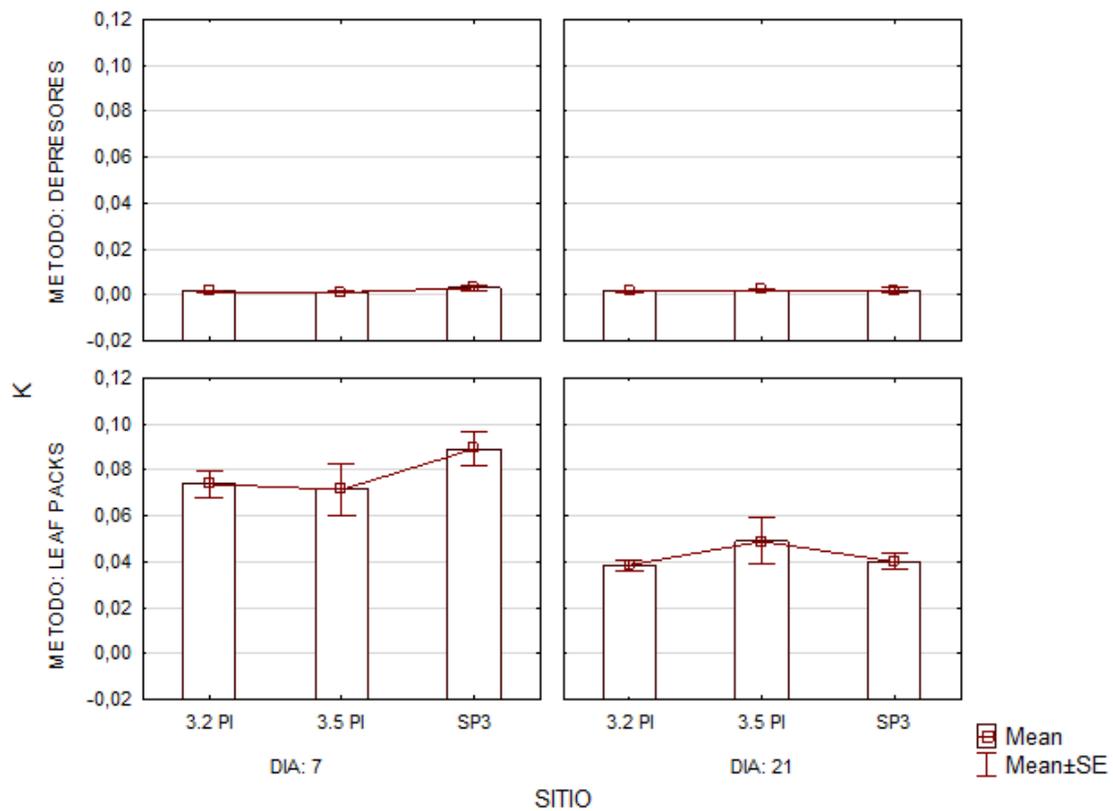


Figura 8. Comparación de las tasas de descomposición en el día 7 y 21 de cada método en los 3 sitios de experimentación.

Tabla 12

Análisis de covarianza entre la tasa de descomposición (K), el método y el sitio como factores y el tiempo como covariable.

EFEECTO	SS	gL	MS	F	p
Intercept	0,046394	1	0,046394	142,3592	0,000000
DIA	0,008165	1	0,008165	25,0527	0,000003
SITIO	0,000113	2	0,000056	0,1732	0,841265
METODO	0,079255	1	0,079255	243,1910	0,000000

SITIO*MÉTODO	0,000477	2	0,000239	0,7319	0,484046
Error	0,027375	84	0,000326		

Nota: Error estándar estimado: 0.180525

Por otro lado los resultados de comparación de ambas metodologías desde el punto de vista del tiempo (Tabla 13) evidencian que el experimento de descomposición utilizando leaf packs consume mucho más tiempo y requiere de un trabajo más exhaustivo, especialmente durante la preparación de las bolsas y el procesamiento de la muestra.

Por otro lado, al comparar el dinero requerido, es mucho más factible realizar la experimentación con depresores de madera ya que el precio de una caja de 100 unidades es de aproximadamente \$3 y las repeticiones pueden estar atadas a una misma barra de metal mientras que para hacer cada leaf pack es necesario la compra de más materiales para la elaboración de la red y para que esta quede fija en el punto de experimentación se necesita más de una barra de metal.

Las grandes diferencias que se muestran entre el procesamiento de los macroinvertebrados con ambas metodologías son causadas por la escasez de estos organismos en los depresores de madera.

Tabla 13

Costos en términos de tiempo y dinero requerido por metodología de experimentación para 101 leaf packs y 101 depresores de madera.

	DEPRESORES DE MADERA	LEAF PACKS
RECOLECCIÓN (h)	0,5	3
PREPARACIÓN (h)	2	24

PROCESAMIENTO DE MUESTRA

(h)

Descomposición	7	18
Macroinvertebrados	0,5	72
PRECIO MATERIAL (\$)	22	75
TOTAL (h)	10	117
TOTAL (\$)	22	75

4.2 Discusión

La descomposición es una fuente indispensable de energía en el ecosistema fluvial debido a que es el principal proveedor del material orgánico que requieren los distintos organismos dentro del hábitat fluvial (Wallace et al., 1997). La velocidad a la que se descompone esta materia podría tener influencia directa para las redes alimentarias y las afectaciones que se presenten sobre este proceso podría alterar de forma significativa al correcto funcionamiento de los ecosistemas (Gessner & Chauvet, 2016).

Con los depresores se obtuvo resultados que indicaban que la tasa de descomposición era lenta mientras que con los leaf packs se señalaba que la descomposición era rápida. Este resultado se vería explicado en lo que han evidenciado otros autores al comparar la descomposición en diversas especies de hojas o con otros materiales, tal es caso de Graça, Ferreira y Coimbra (2001) que encontró tasas de descomposición mucho más altas para *Alnus* en una zona templada de Portugal durante dos estaciones del año. De igual manera, el estudio de Encalada et al. (2010) realizado en un bosque montano ecuatoriano, evidenció valores más altos de descomposición en *Alnus acuminata* en comparación a la tasa que se obtenía en otras especies. Todos estos datos sugieren que la hojarasca de *Alnus* se descompone más rápido debido a su baja dureza, alta fragilidad y alto contenido de nutrientes (Graça et al., 2001)

Los materiales se descompusieron más rápidamente en el punto más contaminado SP3. Este resultado podría ser explicado debido a que cuando muchos factores estresantes actúan juntos es muy complicado explicar si va a tener una influencia positiva o negativa sobre la tasa de descomposición (Aristi et al., 2012). La alta cantidad de nutrientes en el sitio contaminado pudo haber aumentado la actividad microbiana, resultando en tasas de descomposición aceleradas (Benstead et al., 2009; Pérez, Descals & Pozo, 2012). Así como la hidrología tan inestable de este punto, ya que este sitio sufrió crecidas de más de dos metros, lo cual probablemente causó abrasión física, más que descomposición. Por el contrario en el sitio menos contaminado 3.2 PI, con aguas limpias y una hidrología más estable la descomposición fue baja pudiendo entender la relación tan estrecha que existe entre estos factores y el proceso.

En cuanto a los efectos que ha producido el cambio del uso del suelo sobre la tasa de descomposición, se indica que probablemente este efecto no se refleje directamente en el proceso, pero sí se verá en los cambios de los factores que están relacionados directamente (Astudillo et al., 2014). En general se observó una relación significativa entre las variables que estaban relacionadas con actividades antropogénicas, ya que a medida que el sitio era más contaminado debido a actividades agroganaderas y asentamientos urbanos, se evidenciaba una clara disminución en la calidad del agua y del bosque de ribera. Una de las principales diferencias que se evidenció entre los tres puntos de experimentación es que la temperatura incrementaba a medida que el sitio era más alterado, esto se ve directamente relacionado con la cobertura vegetal ya que en el sitio rural y Agroganadero debido al cambio de uso del suelo se ha perdido gran parte del dosel forestal. Es precisamente esta variable una de las que podría influir en el proceso de la descomposición, ya que la temperatura tiene un efecto directo sobre la tasa metabólica (Irons, Oswood, Stout & Pringle, 1994). Los datos obtenidos en este proyecto corroboran lo anteriormente expuesto y concuerdan con lo evidenciado por Encalada et. al (2010), la alta temperatura del punto SP3 sugiere que la actividad microbiana era intensa en este lugar y por ende la tasa

de descomposición fue alta. A diferencia del punto de mayor altitud 3.2 PI en el cuál se tiene buena calidad de cobertura vegetal y se presentaron valores de temperatura bajos en comparación con los otros sitios de experimentación.

Otra variable influyente que puede ocasionar un efecto descomponedor por sí sola, es el caudal (Boyero, Pearson & Camacho, 2006). Al igual que lo planteado por Eyes-Escalante et al. (2012) en donde se indica la velocidad de la corriente es uno de los factores mecánicos que mayor efecto puede tener sobre la tasa de descomposición y presencia de macroinvertebrados, en este estudio, la fragmentación física fue una de las variables que influyó en el proceso de la descomposición, por ejemplo en algunas fechas se encontró evidencias de que el caudal del río en el sitio urbano había aumentado de manera desproporcional provocando, incluso la pérdida de trampas desde la segunda fecha de experimentación y por ende las tasas de descomposición más altas en comparación a los otros sitios. En algunos estudios previos ya se ha evidenciado tasas aceleradas de descomposición en sitios urbanizados a causa del caudal (Chadwick et al., 2006; Paul, Meyer, & Couch, 2006). Esto se explica debido a un síndrome que usualmente se presenta en los ríos urbanos en el cuál la evidente degradación de la calidad del agua debido a la escorrentía de aguas pluviales que llegan al afluente a través de sistemas de drenaje (Paul & Meyer, 2001; Wenger et al., 2009), la desviación hidrológica, las comunidades bióticas alteradas y el aumento de nutrientes provocan que el caudal del río aumente de manera excesiva (Imberger et al., 2010).

La diferencia entre los tres sitios en cuanto a la abundancia de macroinvertebrados está relacionada directamente a la descomposición. El único lugar en el que se identificó trituradores, grupo caracterizado por el consumo de hojarasca (Tomanova et al., 2006), fue el sitio 3.2 PI, mientras que en los puntos 3.5 PI y SP3 se encontró más raspadores, sugiriendo que el proceso de descomposición en los sitios alterados estaría mayoritariamente influenciado por actividad microbiana. En varios estudios previos se indica que las tasas de los procesos ecosistémicos está impulsada en gran parte por la actividad de

especies individuales (Wardle et al., 2012), tal es el caso de lo expuesto por Boyero et. al (2007) en el que tres especies de macroinvertebrados trituradores mostraron una mayor tasa de descomposición. Otro ejemplo indica que la presencia de *Phylloicus sp.*, un organismo triturador del orden Trichoptera, influye de manera directa en la reducción de la hojarasca (Encalada et al., 2010). Es por ello que la presencia de los trituradores en el punto 3.2 PI permite pensar en la posibilidad de que la descomposición en este lugar boscoso está dada, en su mayoría por los macroinvertebrados y en su minoría por acción microbiana, pero como lo indica Hofer y Richardson (2007), no se puede asegurar con total certeza que porcentaje de estos organismos son los que descomponían la materia orgánica de los leaf packs ya que en algunos casos no está totalmente claro si consumen constantemente la hojarasca de las bolsas o solamente se mantienen en las trampas para refugiarse. Sin embargo, para comprobar lo anteriormente expuesto se necesita un estudio en el cual se pueda diferenciar la descomposición dada por microorganismos (hongos y bacterias) y la que se da por organismos detritívoros (Boyero et al., 2006).

Por otro lado, en las repeticiones de depresores de madera no se recolectó macroinvertebrados acuáticos, a excepción de la última fecha en la que en el punto 3.5 PI se encontró algunos organismos del orden Trichoptera, sin embargo el número fue mínimo. A pesar de que la madera es una de las principales fuentes de alimento en los ríos para los macroinvertebrados (Collier y Halliday, 2000), este resultado sugiere que la descomposición de los depresores y de la madera en general, no se produce por estos organismos acuáticos más bien es generada gracias a la actividad microbiana (Sinsabaugh et al., 1993). Este representaría uno de los factores limitantes si se desea remplazar el uso de leaf packs con los depresores de madera ya que en aquellos sitios en los que exista una buena tasa de descomposición pero que esta esté dada principalmente por macroinvertebrados acuáticos, los resultados no serán tan precisos, y darían respuestas antagónicas con la biodiversidad de invertebrados.

Como se esperaba, los depresores de madera resultaron ser el mejor método en términos de tiempo de trabajo ya que la preparación de cada muestra y procesamiento en laboratorio fue evidentemente más rápida al comparar los mismos parámetros en los leaf packs. Además, los materiales requeridos para elaborar las bolsas de hojas fueron costosos en comparación de la utilización de depresores de madera. Sin embargo, como se ha evidenciado en otros estudios, los resultados cuestionan y no se tiene totalmente claro cómo se deben interpretar las tasas de descomposición (Arroita et al., 2012) en comparación a las tasas presentadas en los resultados usando leaf packs.

5. CONCLUSIONES

A diferencia de lo esperado, la tasa de descomposición más rápida se dio en el sitio contaminado y los análisis realizados permiten evaluar la posibilidad de que esto se deba a que la gran cantidad de nutrientes y la alta temperatura que se presentó durante todas las fechas en este sitio aceleró la actividad microbiana y por ende la descomposición fue dada principalmente por estos organismos.

A pesar de que los tres puntos están ubicados en la misma microcuenca, a medida que la altitud decrece se evidencia cómo la alteración antropogénica aumenta, influyendo de manera directa sobre la diversidad y riqueza de macroinvertebrados acuáticos, esto se debe a que la calidad del agua se va deteriorando conforme el punto es más bajo y por ende se encuentra más cerca de las zonas urbanas. Son las variables físico químicas y la calidad del bosque de ribera los factores limitantes en cuanto a la diversidad de invertebrados acuáticos que se encuentren en cada sitio. Por ejemplo, en el punto contaminado se identificó varios organismos que son capaces de vivir en zonas con muy poco oxígeno como algunas familias del orden Diptera mientras que en sitio boscoso se encontró organismos que generalmente viven en aguas limpias y con un alto nivel de oxígeno como las familias del orden Trichoptera. Por otro lado se evidenció que la altitud no es un factor al que se le atribuya la abundancia de estos organismos ya que en el punto boscoso 3.2 PI se recolectó en total 395 individuos, en el punto 3.5 PI 480 individuos y 210 en el sitio SP3.

Aunque los depresores de madera presentan un método económico y fácil para la determinación de la tasa de descomposición, aún no se puede considerar como una herramienta de monitoreo rutinaria como lo son los leaf packs debido a que no se tiene la certeza total de cómo tratar los datos obtenidos. Además, los leaf packs seguirán siendo el método más recomendado en aquellas investigaciones en las que no únicamente se requiera medir la velocidad de

descomposición sino más bien obtener datos sobre la masa restante del material predominante en el lecho de los ríos.

REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., y 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. Recuperado el 11 de Abril de 2018 de: <https://doi.org/10.1042/BJ20130013>
- Aristi, I., Díez, J., Larrañaga, A., Navarro-Ortega, A., Barceló, D., y Elosegí, A. (2012). *Assessing the effects of multiple stressors on the functioning of Mediterranean rivers using poplar wood breakdown*. *Science of the Total Environment*, 440, 272–279. Recuperado el 1 de marzo de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.040>
- Arroita, M., Aristi, I., Flores, L., Larrañaga, A., Díez, J., Mora, J., Romani, A., Elosegí, A. (2012). *The use of wooden sticks to assess stream ecosystem functioning: Comparison with leaf breakdown rates*. *Science of the Total Environment*, 440, 115–122. Recuperado el 17 de Abril de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.090>
- Astudillo, M., Ramírez, A., Novelo-Gutiérrez, R., y Vázquez, G. (2014). Descomposición de hojarasca en seis arroyos de Bosque Mesófilo de Montaña en la cuenca alta del río La Antigua , Veracruz , México. *Tropical Biology and Conservation*, 62(2), 111–127.
- Benfield, E. (2007). Decomposition of Leaf Material. *Methods in Stream Ecology*, 711–720. Recuperado el 19 de marzo de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/B978-012332908-0.50042-5>
- Benstead, J., Rosemond, A., Cross, W., Wallace, B., Eggert, S., Suberkropp, K., Gulis, V., Greenwood, J., Tant, C. (2009). *Nutrient enrichment alters storage and fluxes of detritus in a headwater stream ecosystem*. *Ecological Society of America*, 90(9), 2556–2566.
- Boyero, L., Pearson, R., y Bastian, M. (2007). *How biological diversity influences ecosystem function : a test with a tropical stream detritivore guild*. *The*

Ecological Society of Japan, 551–558. Recuperado el 1 de Febrero de 2018 de: <https://doi.org/10.1007/s11284-006-0303-6>

Boyero, L., Pearson, R. G., & Camacho, R. (2006). *Leaf breakdown in tropical streams: the role of different species in ecosystem functioning*. *Archiv Für Hydrobiologie*, 166(4), 453–466. Recuperado el 24 de marzo de 2018 de: <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2006/0166-0453>

Boyero, L., Pearson, R., Hui, C., Gessner, O., Pérez, J., Alexandrou, A., Graca, M., Cardinale, B., Albariño, R., Arunachalam, M., Barmuta, L., Boulton, A., Bruder, A., Callisto, M., Chauvet, E., Death, R., Dudgeon, D., Encalada, A., Ferreira, V., Figueroa, R., Flecker, A., Goncalvez Jr, F., Helson, J., Iwata, T., Jingtut, T., Mathooko, J., Mathuriau, C., M'Erimba, C., Moretti, M., Pringle, C., Ramírez, A., Ratnarajah, L., Rincon, J., Yule, C. M. (2016). *Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study*. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1829), 20152664. Recuperado el 4 de Marzo de 2018 de: <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2664>

Bunn, S., y Davies, P. (2000). *Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity*. *Hydrobiologia*, 422/423, 61–70. Recuperado el 3 de Abril de 2018 de: <https://doi.org/10.1023/a:1017075528625>

Burneo, P., y Gunkel, G. (2003). *Ecology of a high Andean stream, Rio Itambi, Otavalo, Ecuador*. *Limnologica*, 33(1), 29–43. Recuperado el 27 de Abril de 2018 de: [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(03\)80005-1](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(03)80005-1)

Capello, S., Marchese, M., y Drago, E. (2004). Descomposición y colonización por invertebrados de hojas de *Salix humboldtiana* en la llanura aluvial del río Paraná Medio. *Amazoniana*, 16(1/2), 125-143.

Carrasco, G., Ramírez, P., y Vogel, H. (2007). Efecto de la conductividad eléctrica de la solución nutritiva sobre el rendimiento y contenido de

aceite esencial en albahaca cultivada en NFT. *Idesia*, 25(2), 59–62.

- Chadwick, M., Dobberfuhl, D., Benke, A., Huryn, A., Suberkropp, K., y Thiele, J. (2006). *Urbanization affects stream ecosystem function by altering hydrology, chemistry, and biotic richness*. *Ecological Applications*, 16(5), 1796–1807. Recuperado el 14 de Junio de 2018 de: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1796:UASEFB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1796:UASEFB]2.0.CO;2)
- Checa, J. (2018). *Calidad Ambiental y diversidad acuática de los ríos de la zona urbana de Quito*. Universidad de las Américas Quito.
- Cillero, C., Pardo, I., y López, E. (1999). *Comparisons of riparian vs. over stream trap location in the estimation of vertical litterfall inputs*. *Hydrobiologia*, 416(1988), 171–179. Recuperado el 15 de Junio de 2018 de: <https://doi.org/10.1023/A:1003823722568>
- Cummins, K., Merritt, R., y Andrade, P. (2005). *The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil*. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1), 69–89. Recuperado el 6 de Abril de 2018 de: <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>
- Dangles, O., Crespo-Pérez, V., Andino, P., Espinosa, R., Calvez, R., y Jacobsen, D. (2010). *Predicting richness effects on ecosystem function in natural communities: insights from high elevation streams*. *Ecology*, 92(3), 110220090151000. Recuperado el 6 de Febrero de 2018 de: <https://doi.org/10.1890/10-0329.1>
- Díez, J., Elosegí, A., Chauvet, E., y Pozo, J. (2002). *Breakdown of wood in the Aguera stream*. *Freshwater Biology*, 47, 2205–2215. Recuperado el 19 de marzo de 2018 de: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00965.x>
- Dominguez, E., y Fernandez, H. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos Sistemática y biología. *Sistemática y Biología*. Tucumán - Argentina.

- Ecuador Forestal. (2015). Ficha Técnica No.1 ALISO. Recuperado el 15 de Marzo de 2018 de: <http://www.ecuadorforestal.org/download/contenido/aliso.pdf>
- Elosegi, A., y Sergi, S. (2011). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. *Uma ética para quantos*. Recuperado el 15 de Febrero de 2018 de: <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento de Quito. (2012). Plan de Manejo Adaptativo del sistema de agua potable Pita-Puengasí y sus cuencas abastecedoras al cambio climático Índice Contenido, 40–70. Recuperado el 13 de Mayo de 2018 de: <http://www.ambiente.gob.ec/wpcontent/uploads/downloads/2014/07/Plan-de-Manejo-Adaptativo-SAP-Pita.pdf>
- Encalada, A., Calles, J., Ferrerira, V., Canhoto, C., y Graça, M. (2010). *Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams*. *Freshwater Biology*, 55, 1719–1733. Recuperado el 4 de Abril de 2018 de: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02406.x>
- Eyes-Escalante, M., Rodríguez-Barrios, J., y Gutiérrez-Moreno, L. (2012). Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río gaira (Santa Marta - Colombia). *Acta Biologica Colombiana*, 17(1), 77–91. Recuperado el 17 de marzo de 2018 de: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84861476609&partnerID=tZOtx3y1>
- Fondo para la protección del Agua. (2005). Estudio del Caudal Ecológico en los Ríos Pita y San Pedro. *Fundación Futuro Latinoamericano (FFLA)*, 1–55.
- Fondo para la protección del Agua. (2010). La Cuenca Alta del Río Guayllabamba. *Fundación Futuro Latinoamericano (FFLA)*, 14.
- Friberg, N., DybkjÆr, J., Olafsson, J., Gislason, G., Larsen, E., y Lauridsen, T.

- (2009). *Relationships between structure and function in streams contrasting in temperature. Freshwater Biology*, 54(10), 2051–2068. Recuperado el 3 de Abril de 2018 de: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02234.x>
- Gelvez, I. (2008). *Efecto del Uso del Suelo sobre la descomposición de Hojarasca y Grupos Funcionales Microbianos (Cuenca del Río La Vieja, Quindío)*. Pontificia Universidad Javeriana de Bogotá.
- Gessner, M., y Chauvet, E. (1995). *The Relative Importance of Fuels and Weather on Fire Behavior in Subalpine Forests. Ecology*, 76(3), 747–762. Recuperado el 15 de Febrero de 2018 de: [https://doi.org/10.1890/10510761\(2002\)012](https://doi.org/10.1890/10510761(2002)012)
- Gessner, M., y Chauvet, E. (2016). *A Case for Using Litter Breakdown to Assess Functional Stream Integrity. Ecological Applications*, 12(2), 498–510. Recuperado el 10 de Abril de 2018 de: [https://doi.org/10.1890/10510761\(2002\)012](https://doi.org/10.1890/10510761(2002)012)
- Graça, M., Barlocher, F., y Gessner, M. (2001). *Methods to Study Litter Decomposition. Springer*. Recuperado el 2 de Abril de 2018 de: <https://doi.org/10.1007/1-4020-3466-0>
- Graça, M., Ferreira, R., y Coimbra, C. (2001). *Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. Journal of the North American Benthological Society*, 20(3), 408–420. Recuperado el 1 de marzo de 2018 de: <https://doi.org/10.2307/1468038>
- Guilcatoma, M. (2018). *Identificación el grado de eutrofización en la microcuenca del río Pita*. Universidad de las Américas Quito.
- Hofer, N., y Richardson, J. (2007). *Comparisons of the colonisation by invertebrates of three species of wood, alder leaves, and plastic “leaves” in a temperate stream. International Review of Hydrobiology*, 92(6), 647–655. Recuperado el 2 de Junio de 2018 de: <https://doi.org/10.1002/iroh.200610979>

- Imberger, S., Thompson, R., y Grace, M. (2010). *Searching for effective indicators of ecosystem function in urban streams: Assessing cellulose decomposition potential*. *Freshwater Biology*, 55(10), 2089–2106. Recuperado el 10 de Junio de 2018 de: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02469.x>
- Irons, J., Oswood, M., Stout, R., y Pringle, C. (1994). *Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important?*. *Freshwater Biology*, 32(2), 401–411. Recuperado el 6 de Abril de 2018 de: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01135.x>
- Jacobsen, D., Rostgaard, S., y Vásconez, J. (2003). *Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency?*. *Freshwater Biology*, 48(11), 2025–2032. Recuperado el 9 de Marzo de 2018 de: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01140.x>
- 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.
- Ladrera, R. (2012). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos. *Páginas de Información Ambiental*, 24–29.
- Luna, N. (2016). *Descomposición de materia orgánica en ríos andinos: efectos del cambio de usos de suelo y de la calidad de la hojarasca*. Universidad Técnica Particular de Loja.
- Mathuriau, C., Chauvet, E. (2016). *Breakdown of Leaf Litter in a Neotropical Stream*. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(3), 384-396. Recuperado el 15 de Febrero de 2018 de: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01333522>
- Mora, J., Magalhães, C., El Souki, M., & Blanco-Belmonte, L. (2013). Macroinvertebrados Acuáticos de los ríos Cuyuní y Uey, cuenca del Cuyuní, Estado Bolívar, Venezuela. *Journal of the North American*

Benthological Society, 89–105. Recuperado el 28 de marzo de 2018 de: <http://www.bioone.org/doi/full/10.1896/054.055.0108>

- Munné, A., Solá, C., y Prat, N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Freshwater Ecology and Management*, 175, 20-37.
- Oleas, N. H., Rios-Touma, B., Peña Altamirano, P., & Bustamante, M. (2016). *Plantas de las quebradas de Quito: Guía práctica de identificación de plantas de ribera*. Universidad Tecnológica Indoamérica, Secretaría de Ambiente del DMQ, Fondo Ambiental del DMQ y FONAG. Serie de Publicaciones Científicas. Universidad Tecnológica Indoamérica. Publicación No. 2, 132 pp.
- Pardo, I., Alvarez, M., Casas, J., Moreno, J., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jaimez-Cuellar, P., Moya, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, L., Toro, M., Vidal-Abarca, M. (2002). El habitat de los rios mediterraneos. Diseño de un indice de diversidad de habitat. *Limnetica*, 21(3–4), 115–133. Recuperado el 19 de marzo de 2018 de: <https://doi.org/0213-8409>
- Paul, M., y Meyer, J. (2001). *Streams in the Urban Landscape*. *Annual Reviews* 32(2001), 4–7. Recuperado el 19 de marzo de 2018 de: <http://www.jstor.org/stable/2678644>
- Paul, M., Meyer, J., y Couch, C. (2006). *Leaf breakdown in streams differing in catchment land use*. *Freshwater Biology*, 51(9), 1684–1695. Recuperado el 16 de marzo de 2018 de: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01612.x>
- Pérez, J., Descals, E., y Pozo, J. (2012). *Aquatic Hyphomycete Communities Associated with Decomposing Alder Leaf Litter in Reference Headwater Streams of the Basque Country (northern Spain)*. *Springer Science*, 64, 279–290. Recuperado el 18 de marzo de 2018 de: <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0022-1>

- Petersen, W., Y Cummins, K. (1980). *Processing of confined and naturally entrained leaf litter in a woodland stream ecosystem. Limnology and Oceanography*, 25(5), 952–957. Recuperado el 4 de mayo de 2018 de: <https://doi.org/10.4319/lo.1980.25.5.0952>
- Phillips, S., Aneja, V., Kang, D., y Arya, S. (2006). *Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. International Journal of Global Environmental Issues*, 6(2–3), 231–252. Recuperado el 19 de mayo de 2018 de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., y Rieradevall, M. (2006). Los Macroinvertebrados Como Indicadores De Calidad De Las Aguas. *Macroinvertebrados Benticos Sudamericanos*, 645. Recuperado el 15 de abril de 2018 de: <https://doi.org/10.3390/w1010003>
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., y Prat, N. (2014). The Andean biotic index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62(April), 249–273. Recuperado el 5 de abril de 2018 de: <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15791>
- Rios-Touma, B. y Guerrero-Latorre, L. (2016). *Ecological and microbiological status of the Upper Guayllabamba River Basin, historic trends, biodiversity threats and health risks*. Quito, Ecuador.
- Sinsabaugh, R., Antibus, R., Linkins., McClaugherty, C., Rayburn, L., Repert, D., y Weiland, T. (1993). *Wood Decomposition: Nitrogen and Phosphorus Dynamics in Relation to Extracellular Enzyme Activity. Ecological Society of America*, 74(5), 1586–1593. Recuperado el 20 de mayo de 2018 de: <http://proxy-remote.galib.uga.edu/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=agr&AN=IND93044864&site=eds-live>
- StatSoft. (1999). STATISTICA (6.0). Recuperado el 16 de mayo de

<http://www.statsoft.com/Products/STATISTICA-Features/Version-12>

- Tiegs, S., Langhans, S., y Gessner, M. O. (2007). *Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes, estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes. Journal of the North American Benthological Society*, 26(2), 273–285. Recuperado el 14 de Junio de 2018 de: [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26)
- Tomanova, S., Goitia, E., y Helešić, J. (2006). *Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. Hydrobiologia*, 556(1), 251–264. Recuperado el 6 de Julio de 2018 de: <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>
- Vannote, R., Minshall, W., Cummins, K., & Sedell, J. (1980). *The River Continuum Concept*, (1).
- Vitousek, P., Turner, D., y Sanford, P. (2012). *Litter Decomposition on the Mauna Loa Environmental Matrix , Hawai: Patterns , Mechanisms , and Models Peter. Ecological Society of America*, 75(2), 418–429. Recuperado el 7 de abril de 2018 de: <http://www.jstor.org/stable/1939545>
- Wallace, J. ., Eggert, J. ., & Meyer, J. . (1997). *Multiple Trophic levels of a Forest Stream Linked to Terrestrial Litter Inputs. Science*, 277(5322), 102-104.
- Wardle, D. A., Huston, M. A., Grime, J. P., Berendse, F., Lauenroth, W. K., Setälä, H., & Wilson, S. D. (2012). *Biodiversity and Ecosystem Function : an Issue in Ecology. Ecological Society of America*, 81(3), 235–239. Recuperado el 5 de febrero de 2018 de: <http://www.jstor.org/stable/20168451>
- Wenger, S., Roy, A., Jackson, C., Bernhardt, E., Carter, T., Filoso, S., Gibson, C., Hession, C., Kaushal, S., Martí, E., Meyer, J., Palmer, M., Paul, M., Purcell, A., Ramírez, A., Rosemond, A., Schofield, K., Sudduth, E.,

Walsh, C. (2009). *Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science*. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(4), 1080–1098. Recuperado el 18 de Marzo de 2018 de: <https://doi.org/10.1899/08-186.1>

ANEXOS

Anexo 1. Hoja de campo para la evaluación del índice de la calidad de ribera andina (QBR-And).

ÍNDICE QBR-And
*Calidad de la ribera para
 Comunidades arbóreas*
Protocolo CERA

La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25 puntos	Estación	
	Observador	
	Fecha	
Grado de cubierta de la zona de ribera	Puntuación bloque 1	
Puntuación		
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)	
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de	
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %	
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	
25	Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos	
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas 26 a 50% de los árboles de ribera son especies introducidas	
5		
0	Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas	
25	el canal del río no ha estado modificado	
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río	
5	río canalizado en la totalidad del tramo	
0		
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)		

Anexo 2. Hoja de campo para la evaluación del índice de hábitat fluvial (IHF).

HOJA DE CAMPO: Evaluación del Hábitat Fluvial para Ríos Mediterráneos. Índice IHF			
		Estación	
		Fecha	
		Operador	
Bloques	Puntuación		
1. Inclusión rápidos-sedimentación pozas			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%.	10	
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%.	5	
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%.	0	
Sólo pozas	Sedimentación 0 - 30%	10	
	Sedimentación 30 - 60%	5	
	Sedimentación > 60%	0	
TOTAL (una categoría)			
2. Frecuencia de rápidos			
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río < 7	10	
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 7 - 15	8	
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 - 25	6	
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia entre rápidos/anchura del río >25	4	
	Sólo pozas	2	
TOTAL (una categoría)			
3. Composición del sustrato			
% Bloques y piedras	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Cantos y gravas	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Arena	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Limo y arcilla	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
TOTAL (sumar categorías)			
4. Regímenes de velocidad / profundidad			
somero: < 0,5 m		4 categorías. Lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero.	10
lento: < 0,3 m/s		Sólo 3 de las 4 categorías	8
		Sólo 2 de las 4	6
		Sólo 1 de las cuatro	4
TOTAL (una categoría)			
5. Porcentaje de sombra en el cauce			
	Sombreado con ventanas	10	
	Totalmente en sombra	7	
	Grandes claros	5	
	Expuesto	3	
TOTAL (una categoría)			
6. Elementos heterogeneidad			
Hojarasca	> 10% ó < 75%	4	
	1 - 10% ó > 75%	2	
Presencia de troncos y ramas		2	
Raíces expuestas		2	
Diques naturales		2	
TOTAL (sumar categorías)			
7. Cobertura de vegetación acuática			
% Plocon + briófitos	10 - 50%	10	
	1 - 10% ó > 50%	5	
% Pecton	10 - 50%	10	
	1 - 10% ó > 50%	5	
% Fanerógamas + Charales	10 - 50%	10	
	1 - 10% ó > 50%	5	
TOTAL (sumar categorías)			
Puntuación Final (suma de las puntuaciones anteriores)			

La puntuación de cada uno de los apartados no puede exceder la expresada en la siguiente tabla:



Inclusión rápidos - sedimentación pozas	10
Frecuencia de rápidos	10
Composición del sustrato	20
Régimen velocidad / profundidad	10
Porcentaje de sombra en el cauce	10
Elementos de heterogeneidad	10
Cobertura de vegetación acuática	30

Anexo 3. Hoja de campo para evaluar la calidad del agua a través del índice biótico andino (ABI).

			Trichoptera	Helicopsychidae	10
Turbellaria	5			Calamoceratidae	10
Hirudinea	3			Odontoceridae	10
Oligochaeta	1			Leptoceridae	8
Gasteropoda	Ancylidae	6		Polycentropodidae	8
	Physidae	3		Hydroptilidae	6
	Hydrobiidae	3		Xiphocentronidae	8
	Limnaeidae	3		Hydrobiosidae	8
	Planorbidae	3		Glossosomatidae	7
Bivalvia	Sphaeriidae	3		Hydropsychidae	5
Amphipoda	Hyalellidae	6		Anomalopsychidae	10
Ostracoda		3		Philopotamidae	8
Hydracarina		4		Limnephilidae	7
Ephemeroptera	Baetidae	4	Lepidoptera	Pyralidae	4
	Leptophlebiidae	10	Coleoptera	Ptilodactylidae	5
	Leptohephidae	7		Lampyridae	5
	Oligoneuridae	10		Psephenidae	5
Odonata	Aeshnidae	6		Scirtidae (Helodidae)	5
	Gomphidae	8		Staphylinidae	3
	Libellulidae	6		Elmidae	5
	Coenagrionidae	6		Dryopidae	5
	Calopterygidae	8		Gyrinidae	3
	Polythoridae	10		Dytiscidae	3
Plecoptera	Perlidae	10		Hydrophilidae	3
	Gripopterygidae	10		Hydraenidae	5
Heteroptera	Veliidae	5	Diptera	Blepharoceridae	10
	Gerridae	5		Simuliidae	5
	Corixidae	5		Tabanidae	4
	Notonectidae	5		Tipulidae	5
	Belostomatidae	4		Limoniidae	4
	Naucoridae	5		Ceratopogonidae	4
				Dixidae	4
Estación: _____				Psychodidae	3
				Dolichopodidae	4
Fecha: _____				Stratiomyidae	4
				Empididae	4
				Chironomidae	2
Operador: _____				Culicidae	2
				Muscidae	2
				Ephyridae	2
				Athericidae	10
				Syrphidae	1

Anexo 4. Clasificación de las familias de macroinvertebrados según su alimentación (Tomanova et al., 2006).

Diet composition (see Table 2 for labels), functional feeding group (FFG) affinity transcribed to fuzzy codes (0 – no affinity to a category, 3 – high affinity), and FFG classification after Merritt & Cummins (1996) of 49 neotropical taxa (ND – FFG of taxa is not defined at genus level; FFG in boldface italic does not agree with our results)

		S.P.	FPOM	CPOM	MiPh	MaPh	DA	MIIn	MAIn	Predators (engulfer, piercer)	Scrapers	Shredders	Collectors- Gatherers	Collectors- Filterers	FFG (after Merritt & Cummins, 1996)		
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Andesiops</i>	1	3	1	1	0	0	0	0	2	1	3	0	ND		
		<i>Baetodes</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	3	0	3	0	scrapers	
		<i>Camelobaetis</i>	1	2	0	2	0	0	0	0	0	3	0	3	0	ND	
		<i>Cloeodes</i>	1	3	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2	0	collectors-gatherers	
		<i>Falceon</i>	0	3	1	2	0	0	0	0	0	3	1	3	0	ND	
		<i>Nanomis</i>	1	2	0	2	0	0	0	0	0	3	0	3	0	ND	
		<i>Varipes</i>	1	3	1	2	0	0	0	0	0	2	1	3	0	ND	
	Leptohyphidae	<i>Allenhyphes?</i>	1	3	1	1	0	0	0	0	0	1	1	3	0	ND	
		<i>Haplohyphes</i>	1	3	1	1	0	0	0	0	0	2	1	3	0	ND	
		<i>Leptohyphes</i>	1	3	1	1	0	0	0	1	0	2	1	3	0	ND	
		<i>Tricorythodes</i>	1	3	0	1	1	0	0	0	0	1	0	3	0	collectors-gatherers	
	Leptophlebiidae	<i>Ecuaphlebia</i>	1	3	0	1	0	0	0	0	0	3	0	2	1	ND	
		<i>Thraalodes</i>	1	3	0	1	0	0	1	0	0	2	0	3	1	ND	
	Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	0	1	0	1	0	0	0	3	3	0	1	0	ND	
Trichoptera	Glossosomatidae	<i>Mortonella</i>	0	3	0	2	0	0	0	0	0	3	0	3	0	ND	
		<i>Cochliopsyche</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	2	0	3	0	ND	
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	0	1	0	1	0	0	0	3	3	0	1	0	0	predators	
	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	0	3	2	2	1	0	0	2	1	0	1	0	3	collectors-filterers	
		<i>Smiridea</i>	0	3	2	2	1	0	0	1	1	0	1	0	3	collectors-filterers	
	Hydroptilidae		0	1	0	3	0	0	0	0	0	3	0	1	0	scrapers, collectors-gatherers	
	Leptoceridae	<i>Grunichella</i>	0	3	1	2	0	0	0	0	0	2	1	2	0	ND	
	Odontoceridae	<i>Barypenethus</i>	1	3	0	1	0	0	0	0	0	2	1	3	0	ND	
		<i>Marilia</i>	0	3	1	2	0	0	0	2	1	3	1	3	0	shredders	
		<i>Chimarra</i>	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	3	collectors-filterers	
Coleoptera	Elmidae	<i>Gonelmis</i> larvae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	ND	
		<i>Heterelmis</i> larvae	0	3	2	1	0	0	0	0	0	1	3	3	0	ND	
	<i>Macroelmis</i> larvae	0	3	1	1	0	0	0	0	0	2	1	2	0	ND		
	<i>Microcyloepus?</i> larvae	0	3	0	1	0	0	0	0	0	1	0	3	0	ND		
	<i>Neelmis</i> larvae	0	3	1	1	0	0	0	0	0	2	1	2	0	ND		
	<i>Neelmis</i> adults	0	3	0	1	0	0	0	0	0	1	0	3	0	ND		
	<i>Ordobrevia?</i> adults	0	1	3	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	ND		
	<i>Phanocerus</i>	0	3	3	2	0	0	0	0	0	2	3	1	0	ND		
	Psephenidae	<i>Psephenus</i>	0	3	0	2	0	0	0	0	0	3	0	2	0	scrapers	
	Staphylinidae	larvae	0	3	0	1	0	0	0	1	1	1	0	3	0	predators	
adults		1	3	0	0	0	0	0	1	1	0	0	3	0	predators		
Diptera	Ceratopogonidae		0	1	0	1	0	0	0	3	2	1	0	1	0	generally predators, collectors-gatherers	
			1	3	1	1	0	0	0	1	1	1	3	0	collectors-gatherers and filterers, predators		
	Dixidae		0	3	0	1	0	0	0	1	1	1	0	3	1	collectors-gatherers and filterers	
	Dolichopodidae	<i>Aprosylus?</i>	0	1	0	0	0	0	0	2	3	0	0	1	0	predators	
	Empididae	<i>Chelyfera</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	ND	
		<i>Hemerodromia</i>	0	1	0	1	0	0	0	3	2	0	0	1	0	predators, collectors-gatherers	
	Psychodidae	<i>Marina</i>	1	3	1	0	0	0	0	0	0	1	1	3	0	scrapers, collectors-gatherers	
	Simuliidae		0	3	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	3	collectors-filterers	
	Tipulidae	<i>Hexatoma</i>	0	2	1	1	1	0	0	3	3	0	1	1	0	predators	
		<i>Limnophila</i>	1	3	1	1	0	0	0	0	1	1	1	3	0	predators	
		<i>Limonia</i>	1	3	0	1	0	0	0	0	0	1	1	3	0	shredders	
		<i>a</i>	1	1	0	1	0	0	0	3	3	0	0	1	0	ND	
	Megaloptera	Corydalidae	<i>Corydalis</i>	0	1	1	1	0	0	0	3	3	0	1	1	0	predators
	Lepidoptera	Pyralkidae	<i>Parargyactis</i>	0	2	1	1	1	0	0	0	1	1	2	0	scrapers	

Anexo 5. Sitios y fechas en las que se presentó inconvenientes con las muestras.

FECHA	PUNTO	LEAF PACKS	DEPRESORES DE MADERA
1	3.2 PI	X	X
	3.5 PI	X	X
	SP3	X	X
2	3.2 PI	X	X
	3.5 PI	X	X
	SP3	X	X
3	3.2 PI	Error de medición	X
	3.5 PI		X
	SP3	X	X
4	3.2 PI	X	X
	3.5 PI	X	X
	SP3	Pérdida de muestras	

Anexo 6. Datos totales obtenidos de la tasa de descomposición y el % de AFDM restante utilizando ambas metodologías.

	SITIO	FECHA	K		% Remaining AFDM	
			DEPRESORES	LEAF PACKS	DEPRESORES	LEAF PACKS
COLOCACION	3.2 PI	0	0	0	100	100
	3.5 PI	0	0	0	100	100
	SP3	0	0	0	100	100
1 FECHA	3.2 PI	7	0,00144	0,07375	99,00	60,04
	3.5 PI	7	0,00138	0,07019	99,04	62,40
	SP3	7	0,00347	0,10582	97,62	48,80

2 FECHA	3.2 PI	21	0,00156	0,04035	96,80	43,44
	3.5 PI	21	0,00205	0,04886	95,80	41,59
	SP3	21	0,00249	0,03859	94,94	45,46
3 FECHA	3.2 PI	42				
	3.5 PI	42				
	SP3	42	0,00184	0,02658	92,59	32,88
4 FECHA	3.2 PI	63	0,00183	0,01602	89,15	37,38
	3.5 PI	63	0,00422	0,02462	76,87	25,29
	SP3	63				

Anexo 7. Valores de riqueza, abundancia y diversidad de Shannon por punto y fecha de experimentación.

INDICE	SITIO	FECHA 1	FECHA 2	FECHA 3	FECHA 4	PROMEDIO
ABUNDANCIA	3.2 PI	14,750	12,875	10,750	11,000	12,344
	3.5 PI	17,375	22,125	10,875	11,000	15,344
	SP3	6,250	5,500	14,500		8,750
RIQUEZA	3.2 PI	12	11	8	10	10,250
	3.5 PI	10	10	7	11	9,500
	SP3	5	5	5		5,000
D-Shannon	3.2 PI	1,451	1,981	1,820	1,673	1,731
	3.5 PI	1,614	1,192	1,122	1,699	1,407
	SP3	1,055	1,168	1,076		1,100

Anexo 8. Sitios de experimentación

SITIOS	
3.2 PI	
3.5 PI	
SP3	

Anexo 9. Pesaje de los depresores de madera y hojarasca



Anexo 10. Leaf packs usados para el cálculo de pérdida por manipulación.



Anexo 11. Identificación macroinvertebrados acuáticos.

