

## La descomposición de la hojarasca como herramienta para evaluar la integridad funcional de ríos altoandinos del sur del Ecuador

José Rincón<sup>1,2</sup>, Diana Merchán<sup>2</sup>, Agustín Sparer<sup>2</sup>, Damodara Rojas<sup>2</sup> & Edwin Zarate<sup>2</sup>

1. Proyecto Prometeo, Senescyt, Av. 9 de Octubre N22-48 y Gil Ramírez Dávalos, Casa Patrimonial, Quito, Ecuador; jerincon04@gmail.com
2. Escuela de Biología, Ecología y Gestión, Universidad del Azuay, Av. 24 de Mayo 7-77 y Hernán Malo, Apartado 981, Cuenca, Ecuador; dilu\_merchan\_a@hotmail.com, agustin.sparer@gmail.com, damodl90@gmail.com, ezarate@uazuay.edu.ec

Recibido 11-II-2016. Corregido 05-IX-2016. Aceptado 05-X-2016.

**Abstract: Leaf-litter breakdown as a tool to assess the functional integrity of high Andean streams of Southern Ecuador.** The ecological condition of tropical Andean rivers are threatened by many human activities including changes in land use and cover in watersheds. Current protocols diagnose the structural condition of streams but not their function. In this study we proposed an assessment tool using the leaf-litter breakdown as a measure of the functional condition and health of high Andean streams in Southern Ecuador, including methodology and threshold values adapted to local conditions. We selected 15 streams in three micro-basins (Mazán, Llaviuco and Matadero) within or in the vicinity of Cajas National Park where we deployed litterbags for 15, 28 and 64 days. We used two types of mesh (coarse and fine) for the litterbags in order to separate the contribution of macro-invertebrates and microorganisms in the decomposition process and also tested two different leaf substrates: Alder (*Alnus acuminata*) and Miconia (*Miconia bracteolata*). In each collection period we determined physical and chemical parameters, applied the riparian quality index (QBR-And) and river habitat index (IHF). Decomposition rates ( $-k$ ) were determined from the time period at which approximately 50 % ash-free mass would have been lost. We used  $K_{total}$  and the ratio of the rate of decomposition between coarse and fine mesh ( $K_g/K_f$ ) to define the functional condition thresholds. To test the metrics sensitivity we used graphical methods, one-way ANOVA and discriminative efficiency (ED). The analysis of watershed land-use and cover showed a gradient of intervention: Matadero  $\geq$  Llaviuco  $>$  Mazán. The composition of the environmental variables of Mazán streams were different with respect to Llaviuco and Matadero, whose values were similar to each other. The QBR-And index showed a significant gradient from very low levels in Matadero (27.5), moderately high values in Llaviuco (66.5) to high values in Mazán (87). Alder leaf-litter breakdown rates were significantly faster in Mazán than in Matadero and Llaviuco streams, while breakdown rates of Miconia were not significantly different among watersheds. The  $K_g/K_f$  ratio was significantly higher in Mazán compared to Llaviuco and Matadero, which did not differ. We consider the  $K_g/K_f$  metric sensitive enough to discriminate impacts in the studied areas. Our results support the use of the leaf-litter breakdown as an appropriate tool to assess functional ecological condition, complementing the structural assessments of these Andean rivers. Rev. Biol. Trop. 65 (1): 321-334. Epub 2017 March 01.

**Key words:** leaf-litter breakdown, functional integrity, decomposition rate, high andean streams, Ecuador.

Los ríos altoandinos tropicales están amenazados por numerosas actividades humanas entre las que se incluyen aquellas derivadas del cambio de la cobertura y uso del suelo de la cuenca de drenaje (agricultura, ganadería, urbanismo, construcción de embalses, minería, urbanismo, drenaje de aguas residuales,

entre otros) (Jacobsen, 2008). Todas estas actividades alteran seriamente el hábitat físico y la calidad del agua, y de este modo afectan tanto los componentes estructurales (patrones espacio temporales de las comunidades biológicas y sus recursos) como funcionales (procesos del ecosistema) de la integridad

ecológica de estos ecosistemas fluviales (Encalada, Calles, Ferreira, Canhoto, & Graça, 2010; Knee & Encalada, 2014; Iñiguez-Armijo, Leiva, Frede, Hampel, & Breuer, 2014).

Diversas medidas, tanto de la estructura como de la función de los ecosistemas, han sido usadas en el biomonitoreo de los ríos, sin embargo en la práctica, las medidas estructurales son más utilizadas por ser relativamente rápidas y simples de aplicar (Barbour, Gerritsen, Snyder, & Stribling, 1999; Norris & Thomas 1999; Bonada, Prat, Resh, & Statzner, 2006). Los métodos estructurales están normalmente fundamentados en la diversidad de especies, o en la presencia o ausencia de especies indicadoras (Bonada et al., 2006). La integridad funcional es complementaria a la integridad estructural y se refiere a las tasas, patrones y la importancia de los procesos a nivel del ecosistema (Bunn & Davies, 2000). Las presiones antropogénicas pueden actuar directamente modificando la actividad de los organismos implicados en un proceso, o indirectamente alterando la estructura de la comunidad (composición de especies y diversidad), de tal manera que el ecosistema en su conjunto queda afectado (Gessner & Chauvet, 2002; McKie & Malmqvist, 2008).

La descomposición de hojarasca es un proceso fundamental del ecosistema estrechamente vinculado a la ecología trófica en la mayoría de los ríos. En este proceso participan organismos como las bacterias, los hifomicetos acuáticos (hongos) y los invertebrados (Gessner, Chauvet, & Dobson, 1999), que proporcionan una medida integradora de la función del ecosistema, tanto en el tiempo como a través de la estructura de la comunidad. Además, la medida es aplicable en un amplio rango geográfico y requiere menos experiencia taxonómica que los métodos de evaluación tradicionales. La tasa de descomposición de la hojarasca ha sido sugerida como una métrica para evaluar la salud del ecosistema fluvial, debido a que integra la actividad de múltiples niveles tróficos y condiciones físico-químicas, además las técnicas para sus medidas están

bien establecidas y estandarizadas (Gessner & Chauvet, 2002; Bärlocher, 2005; Young, Matthaei, & Townsend, 2008).

En Europa se ha desarrollado y difundido una herramienta de diagnóstico del estado ecológico de la calidad fluvial en términos funcionales. El método se basa en la descomposición de la hojarasca, y es de amplia aplicación por las agencias nacionales y regionales, responsables de la puesta en práctica de la Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea (European Union, 2000). Estudios en Europa (Castela, Ferreira, & Graça, 2008; Hladyz et al., 2010; Hladyz et al., 2011) y en áreas tropicales de África (Masese et al., 2014), Puerto Rico (Torres & Ramírez, 2014), Brasil (Cassotti et al., 2015) y en ríos altoandinos del Ecuador (Encalada et al., 2010), añaden soporte al uso del proceso de descomposición de la hojarasca, como un eficiente indicador del funcionamiento del ecosistema. También existe reciente información sobre este proceso, como herramienta de evaluación de ríos urbanos en los Estados Unidos (Cook & Hoellein, 2016).

Un estudio reciente realizado al sur de los andes ecuatorianos ha indicado que la deforestación está afectando la estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, y que las métricas de la condición estructural indican buena integridad ecológica cuando la cobertura vegetal nativa está por encima del 70 % (Iñiguez-Armijo et al., 2014). También se ha reportado que los efectos de la transformación de áreas boscosas en pastizales tiene un impacto significativo sobre el procesamiento de la hojarasca en ríos al norte del Ecuador (Encalada et al., 2010). Para la evaluación de la condición ecológica de los ríos en dos cuencas altoandinas de Perú y Ecuador se ha desarrollado una herramienta para la determinación del estado ecológico del componente estructural de estos ríos (Acosta, Ríos, Rieradevall, & Prat, 2009). A la fecha, no se tiene conocimiento de estudios dirigidos al desarrollo de protocolos de evaluación de la condición funcional de los ríos altoandinos.

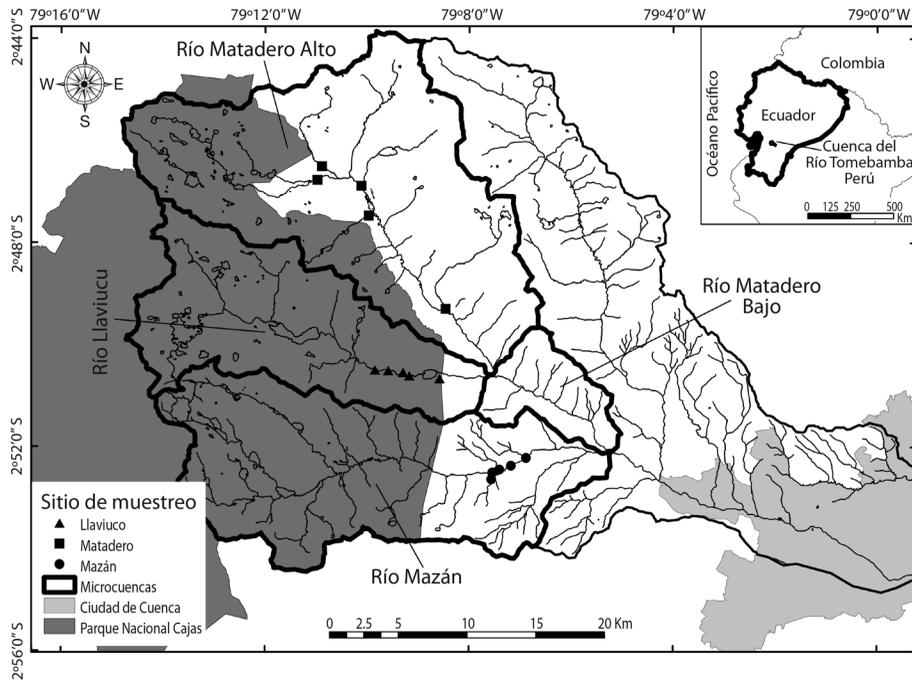
En el Parque Nacional Cajas (PNC) al sur del Ecuador, se generan una serie de recursos

## MATERIALES Y MÉTODOS

hídricos necesarios tanto para el mantenimiento de la biodiversidad como del suministro de agua a muchas comunidades que habitan en estos territorios. Los distintos usos de la tierra en las diferentes sub-cuencas hidrográficas ponen en riesgo tanto la cantidad como la calidad de este recurso. De tal modo que cualquier plan de manejo y conservación de estos ecosistemas requiere como herramienta la evaluación y el diagnóstico de su condición ecológica, facilitando de este modo la toma de decisiones y la implementación de correctivos apropiados. Los resultados de la presente propuesta permitirán generar información de línea base y la implementación de metodologías sencillas y económicas que favorezcan su uso como herramienta en futuros planes de gestión integrada de los recursos hídricos. Adicionalmente, los resultados permitirán identificar los diferentes tensores ambientales derivados de los distintos usos de la tierra. La sensibilidad de nuestro procedimiento a los impactos ocurridos a una escala espacial de la micro-cuenca permitirá la detección, no solo de algún impacto local, sino también a una mayor escala espacial, lo que mejoraría nuestra habilidad para la toma de decisiones en el manejo y conservación de los recursos hídricos.

Basados en estas experiencias previas, y haciendo las modificaciones pertinentes, este estudio pretende proponer el uso del proceso de descomposición de la hojarasca para evaluar la integridad ecológica de los ríos altoandinos al sur del Ecuador, cuyas microcuencas están amenazadas por el cambio en el uso y cobertura de la tierra (agricultura, ganadería, plantaciones exóticas, piscicultura, urbanización, deforestación, entre otros). Nuestro objetivo consistió en proponer una herramienta de evaluación, incluyendo la metodología y los valores umbrales de las tasas de descomposición de la hojarasca, que definieran diferentes clases del estado ecológico de algunos ríos altoandinos. Este protocolo constituye un complemento funcional a la evaluación de la condición ecológica utilizando el sistema de evaluación estructural de ríos andinos (CERA).

Este estudio se realizó en tres micro-cuencas del río Tomebamba ubicadas en las adyacencias del Parque Nacional Cajas (PNC), el cual se encuentra en la Cordillera Occidental del Sur de los Andes ecuatorianos en la Provincia del Azuay (Fig. 1). Específicamente, las microcuencas de los ríos Mazán, Matadero y Llaviuco conforman el área de estudio. En estas microcuencas encontramos una zona compleja de transición entre los bosques de alta montaña tropical y los páramos (Ramírez, Llambí, Schwarzkopf, Gámez, & Márquez, 2009). El estrato superior de estos bosques está dominado por arbustos altos y árboles pequeños, generalmente con un porte menor a los 10 m (Llambí, 2015). Estos bosques montanos están aproximadamente localizados entre los 2 800 y 3 500 msnm, cinturón altitudinal donde fueron ubicadas las corrientes bajo estudio. El bosque protector de Mazán representa un parche del bosque natural que no ha sido sometido a presiones humanas en las últimas décadas. En el caso de la microcuenca del Río Llaviuco, el bosque se encuentra en un estado de sucesión secundaria, pero aún persisten focos de actividades humanas, como pastoreo de animales y actividad turística. La microcuenca del Río Matadero muestra varios parches de vegetación expuestos a diferentes grados de disturbio, entre ellos la conversión de la vegetación natural en pastizales para ganadería. Entre los disturbios más importantes en esta microcuenca se encuentran la ganadería, la piscicultura y el cultivo de especies exóticas como *Pinus* spp. y *Eucalyptus* spp. Las corrientes seleccionadas fueron de primer a tercer orden, 1 - 5 m de ancho y menos de 50 cm de profundidad durante el flujo base; fueron ubicadas a elevaciones que oscilaron entre 3 000 y 3 500 msnm, de manera que estuvieran localizadas en la zona de transición o bosque montano andino. El estudio se llevó a cabo al finalizar la época de lluvias y transición a la época más seca (Julio-Septiembre 2015).



**Fig. 1.** Localización regional de la cuenca del Río Tomebamba, Provincia del Azuay, Ecuador. La ubicación de los sitios de muestreo se presenta dentro de las microcuencas de los ríos Mazán, Llaviuco y Matadero.

**Fig. 1.** Regional location of the Río Tomebamba, Azuay Province, Ecuador. Sampling sites are shown within of the Mazán, Matadero Llaviuco sub-basins.

**Selección de las estaciones de muestreo y de las condiciones de referencia:** La selección de las estaciones de muestreo se realizó en base a imágenes satelitales RapidEye (resolución 5 x 5 m) y la información cartográfica (hidrografía, cuencas y subcuencas) suministrada por el Plan de Ordenamiento Territorial del Cantón Cuenca (Municipalidad de Cuenca, 2011). La información fue analizada mediante el programa ArcGis 10.1 a partir del cual se clasificaron los distintos usos y coberturas del suelo, todo lo cual se cuantificó en términos porcentuales en relación al área total de cada microcuenca. El páramo de pajonal representó una cobertura del suelo (82-88 %) similar en las tres microcuencas estudiadas, por lo que las diferencias entre estas son mayormente debidas al área ocupada por la vegetación natural (bosque montano, arbustos y bosque pluvial subalpino) y los pastizales cultivados. Debido a la cercanía entre las microcuencas y la relativa similitud climática entre estas, se estableció

un gradiente desde la microcuenca con menor intervención y mayor cobertura vegetal, hasta la que poseía mayor porcentaje de intervención y menor cobertura vegetal, como un primer criterio para el establecimiento de las estaciones de referencia. La selección de la microcuenca de referencia estuvo inicialmente sustentada en la información aportada por la clasificación de las coberturas y usos de suelo realizadas. Inicialmente las microcuencas se clasificaron como: 1) Mazán (microcuenca con poca intervención o referencia), 2) Llaviuco (microcuenca con intervención moderada y en vías de recuperación) y 3) Matadero (microcuenca con intervención importante). Unido al procedimiento anterior y como un segundo criterio de asignación de las estaciones de referencia, se aplicaron los criterios de evaluación de cada sitio mediante el protocolo CERA para obtener los índices de calidad de ribera (QBR-And) y de Habitat Fluvial (IHF) descritos por Acosta et al. (2009). La clasificación de las microcuencas

se hizo utilizando ambos métodos. Con toda la información anterior se estableció la cuenca de referencia y sus respectivos sitios de muestreo. En cada una de las tres microcuencas se ubicaron cinco tributarios de estudio, los cuales fueron seleccionados tomando en cuenta accesibilidad, que fuesen representativos de la diversidad de condiciones de la microcuenca, y que la distancia entre los sitios fuese menor a 10 km y permitiera establecer una red de monitoreo. Con la finalidad de evitar diferencias importantes en cuanto a condiciones climáticas o de tipo de vegetación predominante en las cuencas seleccionadas, las estaciones de muestreo fueron ubicadas dentro un intervalo altitudinal (3 000-3 500 msnm) que permitía ubicar a los diferentes tributarios y corrientes seleccionadas dentro del cinturón de vegetación en una formación de transición entre el bosque montano andino y el páramo andino.

**Procedimiento experimental:** Las hojas de dos especies comunes en el bosque montano, Aliso (*Alnus acuminata*) y Miconia (*Miconia bracteolata*) fueron recolectadas después de su abscisión y secadas al aire durante 72 h. Las hojas de Aliso han sido seleccionadas para propósitos comparativos con otros estudios en el Ecuador y en otras zonas tropicales. Las hojas de Aliso mostraron mayor contenido de fósforo y nitrógeno y menor contenido de lignina, lo cual las hace menos recalcitrantes y más aceptables para los consumidores que las hojas de Miconia (Graça & Cressa, 2010; Duque, 2008). Se colocaron 3 g ( $\pm 0.25$  g) de hojas enteras en bolsas construidas con malla plástica (15 x 15 cm) de dos tamaños de poro 0.4 y 10 mm para medir la descomposición microbiana y la descomposición total causada conjuntamente por los microorganismos, invertebrados y procesos físicos. En un segmento de aproximadamente 100 m se seleccionaron dos sitios con corrientes rápidas. En cada sitio se colocaron varillas metálicas entre las cuales se sujetó una cuerda de forma paralela a la corriente y conteniendo 30 bolsas de descomposición de las dos especies de hojas y los dos tipos de

malla. En cada microcuenca se seleccionaron cinco corrientes y cada una fue muestreada durante tres fechas, y extrajo cinco réplicas por especie de hoja y tipo de malla (5 réplicas x 2 tipo de malla x 2 especies de hojas x 15 ríos x 3 microcuencas). Así, un total de 900 bolsas de descomposición fueron expuestas en los 15 tributarios. En cada período de recolección (15, 28 y 64 días), las bolsas fueron colocadas individualmente en bolsas plásticas y devueltas al laboratorio, donde la hojarasca fue separada de material extraño y secada a peso constante a 70 °C por 48 h, después de lo cual se calcinó una submuestra de aproximadamente 40 mg a 550 °C por 4 h. Un total de 203 bolsas de descomposición (111 de malla gruesa y 92 de malla fina) fueron perdidas debido a eventos de crecida durante el experimento. El mayor porcentaje extraviado ocurrió durante el período de recolección a los 64 días (12.3 %), seguido del período de recolección a los 15 días (6.8 %) y la menor pérdida (3.4 %) ocurrió durante el período de recolección a los 28 días. Debido a esto, las tasas de descomposición fueron calculadas para los 28 días de incubación, cuando se estimó la descomposición de aproximadamente el 50 % de la masa seca libre de ceniza (MSLC- $T_{50}$ ) en cada microcuenca.

En el campo se utilizaron sensores portátiles para registrar el oxígeno disuelto (mg/L y % Saturación), la conductividad ( $\mu$ S/cm), pH y temperatura del agua (°C). También se registraron parámetros hidromorfométricos como ancho, velocidad (correntímetro) y profundidad de la lámina de agua. Adicionalmente, se tomaron muestras de agua y se filtraron en el laboratorio (filtros de fibra de vidrio GF/F, 0.7  $\mu$ m de tamaño de poro) para determinar las concentraciones de sulfatos, cloruros, amonio, nitratos, ortofosfatos, calcio, magnesio, sodio y potasio. La materia orgánica suspendida (MOS) se determinó mediante métodos gravimétricos y para obtener los índices de hábitat fluvial (IHF) y de calidad de cubierta de ribera (QBR-And) se aplicaron los protocolos CERA (Condición Ecológica de Ríos Andinos) (Acosta et al., 2009).

**Selección de las métricas y categorización de la calidad funcional:** Para este protocolo hemos seleccionado el coeficiente de la tasa de descomposición (el valor de  $k$ ). No obstante, debido a la pérdida de bolsas de descomposición por crecidas súbitas de las corrientes, utilizamos un procedimiento alternativo para el cálculo del coeficiente de descomposición. La tasa de descomposición  $k$  se calculó a los 28 días de incubación de acuerdo a la siguiente expresión:  $-k = \ln(\text{MSLC}_{\text{remanente}}/\text{MSLC}_{\text{inicial}})/\text{Duración}$ , donde:  $\text{MSLC}_{\text{inicial}}$  (g) es la masa inicial seca libre de ceniza al inicio,  $\text{MSLC}_{\text{remanente}}$  (g) es la masa remanente luego de la exposición en la corriente, y Duración se refiere al número de días de exposición (Hladyz et al., 2010).

Los umbrales de clasificación de la condición funcional fueron obtenidos mediante un método gráfico (diagramas de caja y bigotes) tomando en consideración los percentiles de la distribución del conjunto de valores de los coeficientes de descomposición en las bolsas de malla gruesa ( $K_{\text{total}}$ ) y del cociente de las tasas de descomposición en las bolsas de malla gruesa y malla fina ( $K_g/K_f$ ) registrados para la cuenca de referencia (en nuestro caso Mazán) y de los valores de las cuencas de la cual se sospecha algún grado de intervención (Llaviuco y Matadero). Para confirmar el análisis gráfico se efectuó un análisis de la varianza de una vía (one-way Anova) con los datos del coeficiente  $K_g/K_f$  transformados al  $\log_{10}(x+1)$ . En caso de encontrar diferencias significativas la métrica puede ser considerada sensible. Adicionalmente, se evaluó y determinó la eficiencia discriminativa (ED) (Barbour et al., 1996; Green & Swietlik, 2000) de los coeficientes  $K_{\text{total}}$  y  $K_g/K_f$ . La eficiencia discriminativa es un valor importante que posee la capacidad de discriminar las localidades de referencia de las localidades perturbadas, y se calcula usando la siguiente fórmula:  $ED = (100*(a/b))$ . Donde  $b$  corresponde al número total de valores del coeficiente determinados en las localidades de intervención. El valor de  $a$  podría tomar dos vías. En caso de decrecer el valor del coeficiente con el estrés, como es nuestro caso, el valor de  $a$  corresponde al número de valores

del coeficiente en las localidades con intervención con valores inferiores al percentil 25 de la distribución de los valores del coeficiente en la localidad de referencia. Los coeficientes de descomposición también podrían incrementar con el estrés, en cuyo caso el valor de  $a$  es referido al número de valores del coeficiente de las localidades impactadas con valores superiores al percentil 75 de la distribución de valores de los coeficientes  $K_{\text{total}}$  y del cociente  $K_g/K_f$  de la cuenca de referencia.

Para probar las diferencias entre las microcuencas en base a los parámetros físicos y químicos, se utilizó un análisis de varianza múltiple (MANOVA). En caso de colinealidad se tomaron en cuenta las variables con coeficientes de Pearson menores a 0.7.

Un modelo lineal generalizado (MLG) se utilizó para examinar las diferencias de los valores de las tasas de descomposición entre las microcuencas, entre especies de hojas (Aliso y Miconia) y entre tipos de malla (fina y gruesa) como efectos principales y sus interacciones. Las medias de cada tributario fueron utilizadas como el nivel más bajo de replicación usado en este modelo, para minimizar los efectos de la pérdida de bolsas de los pares de malla fina y malla gruesa y los coeficientes de descomposición  $k$  fueron también transformados a  $\log_{10}$  para normalizar los residuales. Las comparaciones de los efectos fijos fueron realizadas mediante la prueba *a posteriori* de Tukey ( $P = 0.05$ ).

## RESULTADOS

**Usos y cobertura del suelo en las microcuencas:** La cobertura del páramo de pajonal (Cuadro 1) presentó altos y similares porcentajes en las tres microcuencas estudiadas (82-88 %), por lo que las diferencias entre estas fueron establecidas básicamente con las coberturas de la vegetación natural (bosque montano, bosque pluvial subalpino y arbustos) y de los pastizales cultivados. Las coberturas de bosque montano, arbustos y pastizales cultivados se localizaban principalmente en las áreas más bajas de la cuenca y más cercanas

CUADRO 1

Porcentajes de las coberturas del suelo y valores promedio (min-max) de los parámetros físicos, químicos e índices de calidad de hábitat fluvial y cobertura de ribera en las microcuencas Mazán, Llaviuco y Matadero

TABLE 1

Land cover percentages and average values (min-max) of some physicochemical parameters and indexes of fluvial habitat and riparian vegetation quality for Mazán, Llaviuco and Matadero sub-basins

	Mazán	Llaviuco	Matadero
Bosques Naturales (%)	9.1	7.4	1.8
Pastizal cultivado (%)	1.6	2.1	3.3
Páramo de Pajonal (%)	81.8	85.3	87.8
Altitud (msnm)	3 133 (3 095-3 176)	3 185 (3 167-3 206)	3 466 (3 244-3 592)
Caudal (m <sup>3</sup> /s)	0.30 (0.02-1.26)	0.81 (0.011-1.87)	0.41 (0.16-0.66)
Temperature (°C)	9.7 (8.98-10.1)	9.8 (9.0-10.5)	10.1 (9.0-10.5)
Conductividad (µS/cm)	52.3 (28.3-91.5)	132.5 (105.3-197.4)	125.7 (83.5-190.4)
Oxígeno disuelto (mg/L)	8.03 (7.82-8.20)	7.94 (7.89-8.06)	7.68 (7.51-7.82)
Seston orgánico (mg/L)	1.16 (0.28-3.19)	0.79 (0.70-0.89)	0.73 (0.59-0.93)
pH	7.78 (7.69-7.9)	8.10 (8.0-8.20)	8.10 (7.81-8.34)
N-NO <sub>3</sub> (µg/L)	151.7 (95.4-245.4)	115.6 (98.8-154.7)	93.6 (81.0-104.8)
N-NH <sub>4</sub> (µg/L)	30.3 (26.5-42.7)	17.4 (15.7-20.2)	21.3 (18.5-25.1)
P-PO <sub>4</sub> (µg/L)	1.5 (0.0-4.2)	0.4 (0.0-1.6)	2.5 (0.0-13.7)
SO <sub>4</sub> (mg/L)	0.24 (0.06-0.39)	0.68 (0.39-1.45)	0.9 (0.7-1.3)
Ca (mg/L)	4.17 (1.23-9.14)	11.7 (10.6-14.2)	12.2 (8.0-17.3)
Mg (mg/L)	0.7 (0.19-1.18)	1.6 (1.19-2.72)	1.3 (1.0-1.5)
K (mg/L)	0.37 (0.17-0.52)	0.22 (0.15-0.32)	0.23 (0.16-0.28)
Na (mg/L)	2.01 (1.37-3.16)	1.08 (0.67-1.70)	1.3 (0.8-1.5)
IHF	68.3 (64-75)	57.5 (54.5-59.5)	60.1 (52.5-72.5)
QBR-And	87 (80-95)	66.5 (55-82.5)	27.5 (12.5-40.0)

a los cursos fluviales. El análisis del uso y cobertura del suelo mostró diferencias entre las microcuencas estudiadas (Cuadro 1). La microcuenca Mazán presentó los más altos porcentajes de cobertura de bosque natural (9.1 %), seguido de Llaviuco (7.4 %), y con muy bajos valores de cobertura de bosque se encontró la microcuenca del río Matadero (1.8 %). De manera inversa, el porcentaje de pastizal cultivado siguió un gradiente que va de bajo en la cuenca de Mazán (1.6 %), seguido de Llaviuco (2.1 %), y con un mayor porcentaje la microcuenca de Matadero (4.0 %). Estas diferencias en las coberturas de vegetación deben ampliarse si se excluye la cobertura de páramos y se considera solo el corredor ribereño. En las observaciones de campo los tributarios estudiados en Mazán mostraron una

cobertura importante del bosque montano de ribera con muy poca intervención antrópica. En el caso de Llaviuco, algunos de los tributarios seleccionados presentaron cierto grado de alteración por la presencia de estructuras rígidas o puentes, cruces de camino o la cobertura de ribera estuvo constituida por pastizales y arbustales en proceso de sucesión secundaria. Los tributarios en Matadero, mostraron varias señales de intervención como la sustitución del bosque de ribera por pastizales, presencia de estructuras rígidas (puentes), presencia de vías (caminos y carreteras) y viviendas en las riberas, presencia de basura, pastoreo de ganado, granjas truchícolas y presencia de cultivos de pino y eucalipto. Estos cambios de la cobertura y uso del suelo en las microcuencas, es reflejado localmente con las evaluaciones del índice

de calidad de la cubierta de ribera (QBR-And), cuyos valores son bajos en Matadero, intermedios a altos en Llaviuco y altos en Mazán (Cuadro 1).

**Variabes fisicoquímicas del agua:** Todas las corrientes estudiadas resultaron ligeramente alcalinas (promedio general de pH  $8.0 \pm 0.05$  SE) y con bajos valores de nutrientes (Cuadro 1). En general, las condiciones químicas difirieron significativamente entre las tres microcuencas (MANOVA  $F_{16,10} = 4.1$ ,  $P = 0.0149$ ). Los tributarios de las microcuencas Llaviuco y Matadero resultaron con valores significativamente más altos de conductividad del agua ( $F = 10.43$ ,  $P = 0.0024$ ) en comparación a los valores registrados para los tributarios de la microcuenca Mazán. Los valores de oxígeno disuelto ( $F = 11.1$ ,  $P = 0.0018$ ) y el índice QBR-And ( $F = 24.9$ ,  $P = 0.00005$ ) resultaron significativamente mayores en las microcuencas Llaviuco y Mazán con respecto a Matadero, reflejando la intervención producida por el cambio de uso y cobertura del suelo en esta microcuenca (Cuadro 1).

**Descomposición de la hojarasca:** De acuerdo a la prueba *a posteriori* (Tukey) las

tasas de descomposición de hojarasca (-k/d) solo resultaron significativamente más elevadas en los tributarios de la microcuenca Mazán, en las bolsas de malla gruesa y en las hojas de Aliso (*Alnus acuminata*) ( $F = 65.02$ ,  $P = 0.00001$ ) (Cuadro 2, Fig. 2). Las tasas de descomposición en las microcuencas Matadero y Llaviuco no difirieron entre sí. Las tasas de descomposición de las hojas de *Miconia bracteolata* no mostraron diferencias significativas ni entre las tres microcuencas ni entre los tipos de malla. Las tasas de descomposición en las mallas de poro fino de *Alnus acuminata* y *Miconia bracteolata* no mostraron diferencias significativas entre las microcuencas estudiadas (Cuadro 2, Fig. 2).

**Categorización de las clases de calidad funcional:** El análisis de la figura 3 muestra que no hay sobreposición entre los cuartiles de la distribución de los valores del cociente  $K_g/K_f$  de la microcuenca de Mazán (Referencia), con respecto a los cuartiles de la distribución de los valores de este coeficiente en las microcuencas Llaviuco y Matadero, los cuales sí muestran solapamiento entre sí. En este sentido, la métrica  $K_g/K_f$  puede ser considerada sensible y suficiente para discriminar los impactos

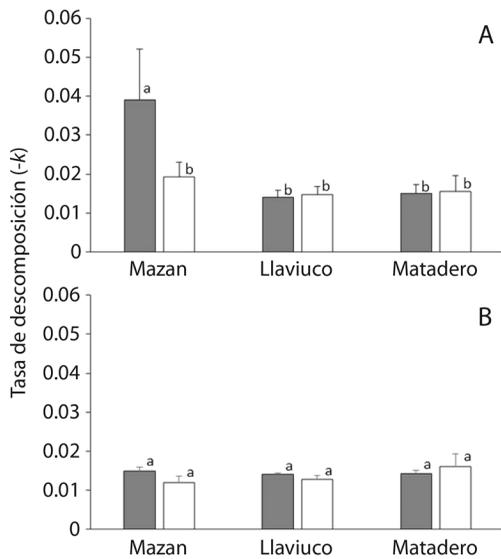
CUADRO 2

Valores de las tasas de descomposición (-k/d) por tipo de malla, especie de hoja y microcuenca

TABLE 2  
Values of breakdown rates (-k/d) by mesh type, leaf species and sub-basin

Cuenca	Especie	Tipo de Malla	-k/d	de	n
Mazán	<i>M. bracteolata</i>	Gruesa	0.0192	0.0085	5
Mazán	<i>M. bracteolata</i>	Fina	0.0117	0.0030	5
Mazán	<i>A. acuminata</i>	Gruesa	0.0391	0.0290	5
Mazán	<i>A. acuminata</i>	Fina	0.0147	0.0027	5
Llaviuco	<i>M. bracteolata</i>	Gruesa	0.0146	0.0049	4
Llaviuco	<i>M. bracteolata</i>	Fina	0.0129	0.0037	5
Llaviuco	<i>A. acuminata</i>	Gruesa	0.0140	0.0041	5
Llaviuco	<i>A. acuminata</i>	Fina	0.0137	0.0014	5
Matadero	<i>M. bracteolata</i>	Gruesa	0.0156	0.0090	5
Matadero	<i>M. bracteolata</i>	Fina	0.0157	0.0074	5
Matadero	<i>A. acuminata</i>	Gruesa	0.0150	0.0050	5
Matadero	<i>A. acuminata</i>	Fina	0.0142	0.0020	5

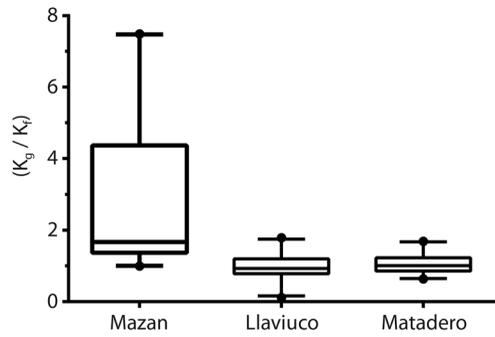
-k/d = tasa de descomposición, de = desviación estándar, n = número de ríos.



**Fig. 2.** Tasas de descomposición ( $\pm$  ES) de las hojas de *Alnus* (barras en gris) y *Miconia* (barras en blanco) en bolsas de malla gruesa (A) y malla fina (B). Las tasas de descomposición con la misma letra indica que no difieren significativamente (prueba post hoc Tukey,  $P < 0.05$ ).

**Fig. 2.** Leaf-litter breakdown rates ( $\pm$  SE) of *Alnus* leaves (black bar) and *Miconia* leaves (White bars) in coarse- (A) and fine-mesh bags. Same letters indicate not significant differences (Tukey post hoc test,  $P < 0.05$ ).

en las áreas estudiadas. Adicionalmente, los resultados del Anova de una vía muestran diferencias significativas ( $F_{2,64} = 13.7$ ,  $P < 0.0001$ ) entre los valores del cociente  $K_g/K_f$  de los sitios evaluados en la microcuenca Mazán con respecto a los valores del coeficiente en



**Fig. 3.** Distribución de los valores del cociente  $K_g/K_f$  en los tributarios de las microcuencas Mazán, Llaviuco y Matadero. Los extremos superior e inferior de la caja se refieren a los valores del percentil 75 y 25, respectivamente. La línea dentro de la caja representa la mediana.

**Fig. 3.** Distribution of  $K_g/K_f$  ratio values in streams of Mazán, Llaviuco and Matadero sub-basins. The upper and lower extremes of the box are the 75 and 25 percentile, respectively. The line inside the box represents the median.

las microcuencas Llaviuco y Matadero. Los valores del cociente  $K_g/K_f$  resultaron significativamente mayores en Mazán en comparación a Llaviuco y Matadero, que no resultaron diferentes entre sí. La eficiencia discriminativa del cociente  $K_g/K_f$  para las microcuencas intervenidas Llaviuco y Matadero es del 80.9 y 82.6 %, respectivamente, lo que demuestra que esta métrica resultó bastante sensible para discriminar entre los sitios de la microcuenca de referencia (Mazán) y los sitios de las microcuencas con algún grado de intervención (Llaviuco y Matadero).

### CUADRO 3

Umbral propuestos de los valores de las métricas utilizadas ( $K_g/K_f$  y  $K_{total}$ ) para la evaluación de la integridad funcional de los ríos altandinos utilizando el protocolo de descomposición de hojarasca

**TABLE 3**  
Proposed thresholds of metric values ( $K_g/K_f$  and  $K_{total}$ ) to assess the functional integrity of high andean streams using leaf-litter breakdown protocol

Método	Métrica de Evaluación	Criterio	Puntaje
Cociente del valor absoluto	Cociente de las tasas de descomposición en bolsas de malla gruesa y malla fina	$K_g:K_f = 1.37 - 4.37$	2
		$K_g:K_f = 1.01 - 1.36$ ó $4.38 - 7.48$	1
		$K_g:K_f < 1.01$ ó $> 7.48$	0
Valor absoluto	Coeficiente de descomposición en bolsas de malla gruesa	$K_{total} = 0.017 - 0.061$	2
		$K_{total} = 0.011 - 0.017$ ó $0.061-0.105$	1
		$K_{total} < 0.011$ ó $> 0.105$	0

En el cuadro 3 se muestran los umbrales propuestos para evaluar la integridad funcional de los ríos altoandinos estudiados. Seleccionamos los valores absolutos de la tasa de descomposición total ( $K_{total}$ ) y el cociente entre la tasa de descomposición obtenida en las bolsas de malla gruesa y la obtenida en las bolsas de malla fina ( $K_g/K_f$ ) como las métricas a considerar en la evaluación funcional de los ecosistemas fluviales. Para ello decidimos establecer el intervalo determinado por el percentil 25 y percentil 75 de la distribución de los valores de  $K_{total}$  y  $K_g/K_f$  en la cuenca de referencia, es decir el intervalo 50-158 % alrededor de la media, como criterio que indica la variabilidad natural de los sistemas estudiados y en cuyo caso, no existiría clara evidencia del impacto sobre el funcionamiento del ecosistema y le asignamos el score 2. Para valores de los coeficientes que se encuentran dentro del intervalo del percentil 5 y percentil 25, y dentro del intervalo del percentil 75 y percentil 95, se estaría indicando una moderada afectación de la integridad funcional de la corriente y le asignamos el puntaje de 1. Finalmente, para valores por debajo del percentil 5 o por encima del percentil 95 se puede considerar que el funcionamiento del ecosistema fluvial está severamente comprometido y el puntaje asignado es de 0. Observamos una mejora en la sensibilidad y robustez de la evaluación, cuando se empleó el cociente entre los coeficientes de descomposición de malla gruesa ( $K_g$ ) y malla fina ( $K_f$ ).

Al aplicar el esquema de evaluación funcional propuesto a los tributarios estudiados encontramos que 4 de las 5 estaciones de la cuenca del río Mazán fueron clasificadas como de buena calidad funcional (puntaje 2) y una mostró una calidad moderada (puntaje 1). En contraste, tres estaciones de la microcuenca Llaviuco se clasificaron con una integridad funcional severamente comprometida, una estación mostró signos de una moderada intervención y otra estación no mostró evidencia de impacto sobre el funcionamiento del ecosistema. Similarmente, dos estaciones de la microcuenca Matadero indicaron afectación del funcionamiento del ecosistema, dos estaciones

mostraron signos moderados de intervención y una estación no pareció ser afectada en su funcionamiento ecosistémico.

## DISCUSIÓN

Encontramos un incremento de la cobertura de pastizales cultivados, cultivos de pino y eucalipto, pastoreo de ganado y otras actividades humanas en Matadero y Llaviuco, en relación con Mazán. A escala de tramo este gradiente de intervención es mayormente evidenciado por el índice de cubierta de ribera (QBR-And), el cual mostró un gradiente de bajos valores en Matadero, valores intermedios en Llaviuco y altos valores en Mazán.

Los valores de conductividad, y el índice QBR producen un gradiente que permite separar las estaciones de Mazán de las estaciones de Llaviuco y Matadero, cuya composición fisicoquímica del agua es más similar. Al no existir diferencias importantes en términos climáticos, geológicos o altitudinales, es pertinente pensar que tales diferencias observadas obedecen a los cambios en las condiciones del uso y cobertura de las microcuencas. La mayor conductividad del agua puede responder a incrementos de varios iones (por ejemplo, sulfatos y calcio), lo cuales tienden a incrementar en las estaciones de Llaviuco y Matadero. Una posible explicación es que al ser eliminada la cobertura vegetal, el efecto de las escorrentías superficiales ocasiona un mayor arrastre y erosión del suelo, lo que a su vez incrementa las concentraciones de estos iones en los cursos de agua (Allan, et al., 2002; Allan, 2004). La mayor cobertura de bosque natural en la cuenca de Mazán podría prevenir la ocurrencia de estos fenómenos en el suelo, y por tanto, presenta valores más bajos de estos iones en el agua de sus tributarios.

Las mayores velocidades de descomposición de las hojas de Aliso en las bolsas de malla gruesa en los ríos de la microcuenca de Mazán con respecto a las obtenidas en los tributarios de las microcuencas Llaviuco y Matadero pueden reflejar cambios en la calidad del hábitat fluvial y de cubierta de ribera promovidos por el uso y cobertura del suelo en las tres microcuencas

estudiadas. Aunque a escala de la cuenca las diferencias en cuanto a cobertura de bosque natural son relativamente pequeñas, estas diferencias pueden ser más pronunciadas a nivel local cuando se considera el corredor ribereño. Esto último se evidencia en los ríos ubicados en la microcuenca Mazán que presentaron los mayores valores del índice de calidad del bosque de ribera (QBR-And). Varios estudios que han comparado la descomposición de hojarasca bajo diferentes condiciones de uso y cobertura de la tierra, tanto a nivel del corredor ribereño como a nivel de la microcuenca, han indicado que las tasas de descomposición son más rápidas en ríos tropicales con una mayor cobertura de bosque natural (Torres & Ramírez, 2014; Masese et al., 2014; Casotti et al., 2015). Por tanto, nuestros resultados sustentan lo reportado por estos estudios en otras zonas tropicales y demuestran que el grado de conservación de las zonas ribereñas y de las microcuencas también puede influenciar el procesamiento de la hojarasca en estos ríos altoandinos. De igual forma, nuestros resultados añaden sustento al uso del proceso de descomposición de la hojarasca, para evaluar la condición ecológica funcional de los ríos altoandinos.

En nuestra propuesta de evaluación funcional de los ríos altoandinos hemos preferido generar valores umbrales adaptados a las condiciones locales donde nuestro estudio ha sido realizado. Existe información previa con valores umbrales derivados de la variabilidad natural tanto espacial como temporalmente en otras regiones (Gessner & Chauvet, 2002). Esta información proviene fundamentalmente de estudios a escala de tramos en ríos europeos y, en términos generales, se ha propuesto que los coeficientes de descomposición que se encuentren dentro del intervalo de 75-133 %, alrededor de la media de los valores del coeficiente obtenido de las localidades de referencia, no muestran una clara evidencia de impacto y por tanto se le otorga el valor más alto de integridad funcional. De igual manera, las tasas de descomposición fuera de los límites de la variabilidad natural a escala regional o cuenca de 50-200 % con respecto a la media, puede ser

considerado indicativo de un funcionamiento fluvial severamente comprometido (Gessner & Chauvet, 2002). Es claro, que los umbrales anteriormente mencionados son aplicables a sistemas de zonas templadas europeas. Las grandes diferencias de condiciones y la muy baja cantidad de información sobre descomposición de ríos altoandinos hace inapropiado el uso de estos límites o umbrales.

El efecto del acceso (malla gruesa) o la exclusión (malla fina) de macroinvertebrados sobre la tasa de descomposición sólo fue observada para las hojas de Aliso en la microcuenca Mazán, lo que parece indicar que la mayor calidad de bosque de ribera y la menor intervención en esta cuenca promueve un mejor desarrollo de las comunidades de macroinvertebrados detritívoros. Mientras que un mayor grado de intervención de las zonas ribereñas en las microcuencas Llaviuco y Matadero pudo afectar significativamente estas comunidades, lo que no permitió diferenciar la actividad de los invertebrados y la de los microorganismos durante el proceso de descomposición. El cociente  $K_g/K_f$  ha sido utilizado para evaluar la importancia de los invertebradores fragmentadores en ríos tropicales (Jinggut, Yule, & Boyero, 2012; Masese et al., 2014; Casotti et al., 2015). De acuerdo a Boyero et al. (2015) muchos sitios tropicales que tienen  $K_g/K_f > 1$  podrían indicar que los invertebrados fragmentadores tienen una alta participación en el procesamiento de la hojarasca, contrario a lo inicialmente propuesto de una mayor participación de microorganismos en la descomposición de hojarasca en ríos tropicales (Irons, Oswood, Stout, & Pringle, 1994). En ríos del piedemonte andino del norte del Ecuador se han reportado valores altos (3.59) del cociente  $K_g/K_f$  en un estudio a escala global, lo que estaría indicando una alta participación de fragmentadores en la descomposición de la hojarasca (Boyero et al., 2015). En nuestros resultados hemos obtenido valores aún más altos del coeficiente  $K_g/K_f$  en la microcuenca del río Mazán (7.42). Esto podría indicar que en los ríos altoandinos, con poca intervención de las zonas de ribera, la abundancia y participación de invertebrados

fragmentadores en la descomposición de la hojarasca es importante.

Gessner y Chauvet (2002) han sugerido que el uso del cociente  $K_g/K_f$  podría ser bastante potente para evaluar la condición funcional de los ríos, dado que podría indicar un cambio en el balance de la contribución de microorganismos e invertebrados detritívoros. En nuestro caso, los resultados de la comparación de los valores del coeficiente  $K_g/K_f$  utilizando las hojas de Aliso (*Alnus acuminatus*) han demostrado ser muy eficientes en discriminar los ríos con condiciones de impacto en su microcuenca (Llaviuco y Matadero), con respecto a aquellos con condiciones mejor conservadas y menor intervención en el uso y cobertura del suelo (Mazán). Por otra parte, la comparación de los coeficientes  $K_g/K_f$  utilizando las hojas de Miconia (*Miconia bracteolata*) no permitió discriminar entre las cuencas, lo que sugiere una respuesta diferencial de acuerdo a la identidad y calidad de las hojas utilizadas (Rincón & Covich, 2014).

La propuesta de valoración aquí presentada podría servir como complemento de las evaluaciones de la condición ecológica de los ecosistemas fluviales de los ríos altoandinos. Podría ser aplicada para evaluar la condición funcional de ríos cuyas cuencas o riberas han experimentado algún plan de manejo, impactos de proyectos de desarrollo y estaciones de muestreo, cuya condición ecológica haya sido valorada como mediocre por los sistemas de bioevaluación convencionales. Es recomendable realizar estudios de validación de nuestra evaluación funcional, añadiendo más estaciones de referencia y de impacto que cubran un área de mayor extensión y un mayor número de condiciones locales. De igual manera es recomendable robustecer nuestra propuesta metodológica con la obtención de las métricas ( $K_{total}$ ,  $K_g/K_f$ ) a diferentes períodos del año, de tal modo que se incorpore la variabilidad temporal dentro del sistema de evaluación. Los valores de la métrica  $K_g/K_f$  en la época en la cual se realizó el presente protocolo (transición lluvia-sequía) podría variar si se realizara en otra época del año.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se hizo posible gracias al soporte financiero del Proyecto Prometeo, Senescyt, Ecuador y a los fondos UDA del Decanato General de Investigaciones de la Universidad del Azuay. Agradecemos a ETAPA E.P. por permitirnos el acceso a las áreas de reserva del Parque Nacional Cajas. A Diego Pacheco por su asistencia en la aplicación del sistema de información geográfico y a David Siddons por su contribución con el mejoramiento del Abstract.

## RESUMEN

Las condiciones ecológicas de los ríos altoandinos tropicales están amenazadas por numerosas actividades humanas que incluyen aquellas derivadas del cambio de la cobertura y uso del suelo de la cuenca. Para su evaluación se han propuesto protocolos que diagnostican el estado de la estructura pero no del funcionamiento de estos ecosistemas fluviales. En este trabajo se propone una herramienta de evaluación adaptada a las condiciones locales, incluyendo la metodología y los valores umbrales, utilizando el proceso de descomposición de la hojarasca como una medida del funcionamiento y salud de los ríos altoandinos del sur del Ecuador. Se seleccionaron 15 tributarios distribuidos en tres microcuencas (Mazán, Llaviuco y Matadero) dentro o en las adyacencias del Parque Nacional Cajas. En cada tributario se incubaron bolsas de descomposición elaboradas con dos tipos de malla (gruesa y fina) para separar la contribución de macroinvertebrados y microorganismos en el proceso. Como sustrato vegetal se emplearon hojas de *Alnus acuminata* y *Miconia bracteolata*. Las bolsas fueron colocadas en los ríos y mantenidas durante 15, 28 y 64 días. Las tasas de descomposición ( $-K$ ) fueron obtenidas a partir del período de tiempo en el cual se produjo la pérdida de aproximadamente el 50 % de la masa seca libre de ceniza. En cada período de recolección se determinaron parámetros físicos y químicos. Adicionalmente, se aplicaron los índices de calidad de ribera (QBR-And) y de hábitat fluvial (IHF). Para la elaboración de los umbrales de condición funcional se utilizaron las métricas  $K_{total}$  y el cociente entre la tasa de descomposición en malla gruesa y malla fina ( $K_g/K_f$ ). Para probar la sensibilidad de las métricas se emplearon métodos gráficos, Anova de una vía y se calculó la eficiencia discriminativa (ED) de las mismas. Los resultados del análisis de usos y coberturas del suelo revelaron un gradiente de intervención Matadero  $\geq$  Llaviuco  $>$  Mazán. La composición de las variables ambientales de las corrientes de la microcuenca Mazán resultaron diferentes con respecto a las de Llaviuco y Matadero, cuyos valores parecen ser más semejantes entre sí. La evaluación

de la calidad de ribera mediante el índice QBR-And muestra un gradiente importante desde valores muy bajos en las corrientes de Matadero (27.5), valores medios a altos en Llaviuco (66.5) y valores más altos en los tributarios de Mazán (87). Las tasas de descomposición de la hojarasca de los tributarios de la microcuenca del Río Mazán resultaron significativamente más rápidas que en los tributarios de los Ríos Matadero y Llaviuco para las hojas de *A. acuminata* pero no para las hojas de *Miconia*. La métrica  $K_g/K_f$  se consideró sensible y suficiente para discriminar los impactos en las áreas estudiadas. Los valores del cociente  $K_g/K_f$  resultaron significativamente mayores en Mazán en comparación a Llaviuco y Matadero, que no resultaron diferentes entre sí. Nuestros resultados apoyan la utilización del proceso de descomposición de la hojarasca como una herramienta adecuada para evaluar la condición ecológica funcional, complementando las evaluaciones estructurales, de los ríos altoandinos.

**Palabras clave:** descomposición de hojarasca, integridad funcional, tasa de descomposición, ríos altoandinos, Ecuador.

## REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35-64.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35, 257-284.
- Allan, J. D., Brenner, A. J., Erazo, J., Fernández, L., Flecker, A. S., Karwan, D. L., Segnini, S., & Taphorn, C. (2002). Land use in watersheds of the Venezuelan Andes: a comparative analysis. *Conservation Biology*, 16(2), 527-538.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, G. E., Frydenbourg, R., McCarron, E., White, J. S., & Bastian, M. L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 185-211.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish* (Second edition. EPA 841-B-99-002). Washington, D.C.: USA.U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Bärlocher, F. (2005). Leaf mass loss estimated by litter bag technique. En M. A. S. Graça, F. Bärlocher, & M. O. Gessner (Eds.), *Methods to study litter decomposition: a practical guide* (pp. 37-42). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495-523.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Ramírez, A., Yule, C. M., Callisto, M., Pringle, C. M., Encalada, A. C., Arunachalam, M., Mathooko, J., Helson, J. E., Rincón, J., Bruder, A., Cornejo, A., Flecker, A. S., Mathuriau, C., M'Erimba, J., Gonçalves, F., Moretti, M., & Jinggut, T. (2015). Leaf-litter breakdown in tropical streams: is variability the norm? *Freshwater Science*, 34, 759-769.
- Bunn, S. E., & Davies, P. M. (2000). Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia*, 422/423, 61-70.
- Casotti, C. G., Kiffer Jr. W. P., Corteletti, L., Rangel, J. V., Casagrande, L. C., & Moretti, M. (2015). Assessing the importance of riparian zones conservation for leaf decomposition in streams. *Natureza y Conservacao*, 13, 178-182.
- Castela, J., Ferreira, V., & Graça, M. A. S. (2008). Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environmental Pollution*, 153, 440-449.
- Cook, A. R., & Hoellein, T. J. (2016). Environmental drivers of leaf breakdown in an urban watershed. *Freshwater Science*, 35(1), 311-323.
- Duque, N. (2008). *Evaluación de la actividad antifúngica de los extractos de Miconia caudata, Miconia sp. Clidemia hirta y Hamelia patens; frente a los hongos Aspergillus niger y Candida albicans* (Tesis de Pregrado). Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia.
- Encalada, A. C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C., & Graça, M. A. S. (2010). Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology*, 55, 1719-1733.
- European Union. (2000). Directive 2000/60/EC. European Parliament and Council.
- Gessner, M. O., & Chauvet, E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12, 498-510.
- Gessner, M. O., Chauvet, E., & Dobson, M. (1999). A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 85, 377-384.
- Graça, M. A. S., & Cressa, C. (2010). Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource

- for stream shredders. *International Review of Hydrobiology*, 95, 27-41.
- Green, J., & Swietlik, W. (2000). *A stream condition index for west Virginia wadeable streams* (U. S. EPA Report 68-C7-0014). Owing Mills: Tetra Tech, Inc.
- Hladyz, S., Åbjörnsson, K., Chauvet, E., Dobson, M., Elosegi, A., Ferreira, V., Fleituch, T., Gessner, M. O., Giller, P. S., Gulis, V., Hutton, S. A., Lacoursiere, J. O., Lamothe, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., Mckie, B. G., Nistorescu, M., Preda, E., Riipinen, M. P., Noveanu, G. R., Schindler, M., Tieg, S. D., Vought, L. B. M., & Woodward, G. (2011). Stream ecosystem functioning in an agricultural landscape: the importance of terrestrial-aquatic linkages. *Advances in Ecological Research*, 44, 211-276.
- Hladyz, S., Tieg, S. D., Gessner, M. O., Giller, P. S., Rîşnoveanu, G., Preda, E., Nistorescu, M., Schindler, M., & Woodward, G. (2010). Leaf-litter breakdown in pasture and deciduous woodland streams: a comparison among three European regions. *Freshwater Biology*, 55, 1916-1929.
- Iñiguez-Armijos, C., Leiva, A., Frede, H., Hampel, H., & Breuer, L. (2014). Deforestation and benthic indicators: how much vegetation cover is needed to sustain healthy andean streams? *PLoS ONE*, 9(8), e105869. doi:10.1371/journal.pone.0105869.
- Irons, J. G., Oswood, M. W., Stout, R. J., & Pringle, C. M. (1994). Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology*, 32, 401-411.
- Jacobsen, D. (2008). Tropical High-Altitude Streams. En D. Dudgeon (Ed.), *Tropical Stream Ecology* (pp. 219-256). Amsterdam: Elsevier Inc.
- Jinggut, T., Yule, C. M., & Boyero, L. (2012). Stream ecosystem integrity is impaired by logging and shifting agriculture in a global megadiversity center (Sarawak, Borneo). *Science of the Total Environment*, 437, 83-90.
- Knee, K. L., & Encalada, A. C. (2014). Land use and water quality in a rural cloud forest region (Intag, Ecuador). *River Research and Applications*, 30(3), 385-401.
- Llambí, L. D. (2015). Estructura, diversidad y dinámica de la vegetación en el ecotono bosque-páramo: revisión de la evidencia en la cordillera de Mérida. *Acta Biológica Colombiana*, 20(3), 5-19.
- Masese, F. O., Kitakab, N., Kipkemboib, J., Gettela, G. M., Irvine, K., & McClain, M. E. (2014). Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian and catchment influences on ecological health of tropical streams. *Ecological Indicators*, 46, 23-37.
- McKie, B. G., & Malmqvist, B. (2008). Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages. *Freshwater Biology*, 54(10), 2086-2100.
- Municipalidad de Cuenca. (2011). *Formulación del plan de desarrollo y ordenamiento territorial del Cantón Cuenca*. Tomo I. GAD Municipio Cuenca. Recuperado de [http://www.cuenca.gob.ec/?q=system/files/PDOT\\_Completo\\_2015.pdf](http://www.cuenca.gob.ec/?q=system/files/PDOT_Completo_2015.pdf)
- Norris, R. H., & Thomas, M. C. (1999). What is river health? *Freshwater Biology*, 41, 197-209.
- Ramírez, L., Llambí, L. D., Schwarzkopf, T., Gámez, L. E., & Márquez, N. J. (2009). Vegetation structure along the forest-páramo transition belt in the Sierra Nevada de Mérida: implications for understanding treeline dynamics. *Ecotrópicos*, 22(2), 83-98.
- Rincón, J., & Covich, A. (2014). Effects of insect and decapod exclusion and leaf litter species identity on breakdown rates in a tropical headwater stream. *Revista de Biología Tropical*, 62, 143-154.
- Torres, P. J., & Ramirez, A. (2014). Land use effects on leaf litter breakdown in low order streams draining a rapidly developing watershed in Puerto Rico. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 129-142.
- Young, R. G., Matthaei, C. D., & Townsend, C. R. (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, 27, 605-625.