

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

Colegio de Postgrados

Influencia del uso del suelo y la cobertura vegetal natural en la integridad ecológica de los ríos altoandinos al noreste del Ecuador

María Verónica Ordóñez Arízaga

Tesis de grado presentada como requisito para la obtención del título de Maestra en Ecología con mención en Manejo de Recursos Naturales

Quito, 25 de febrero de 2011

**Universidad San Francisco de Quito
Colegio de Postgrados**

HOJA DE APROBACION DE TESIS

**Influencia del uso del suelo y la cobertura vegetal natural en la
integridad ecológica de los ríos altoandinos al noreste del Ecuador**

María Verónica Ordóñez Arízaga

Andrea Encalada, Ph.D.
Directora de la Tesis

Dr. Blanca Ríos Touma
Miembro del Comité de Tesis

Prof. Narcís Prat
Miembro del Comité de Tesis

Robert Hofstede, Ph.D.
Miembro del Comité de Tesis

Esteban Suárez, Ph.D.
Director de la Maestría en Ecología

Stella de la Torre, Ph.D.
Decana del Colegio del Colegio de
Ciencias Biológicas y Ambientales

Víctor Viteri Breedy, Ph.D.
Decano del Colegio de Postgrados

Quito, 25 de febrero de 2011

© Derechos de autor
María Verónica Ordóñez Arízaga
2011

Dedicatoria

Con cariño para Pedro, Rosalía y Fabián

Agradecimientos

Mi gratitud y estima a Andrea Encalada y Blanca Ríos Touma que dirigieron esta investigación y de quienes he aprendido sobre el maravilloso mundo de la Ecología Acuática. Mis agradecimientos también a la Estación Científica Palugillo y a The Nature Conservancy (Capítulo Ecuador), y a la Fundación Antisana por permitir que este estudio sea viable en la Reserva Palugillo. A Diego Vimos, Braulio Catagña, Maribel Catagña, María del Rocío Arízaga y Juan Racines por su apoyo en el trabajo de campo. A Christian Martínez por su ayuda en el área de Sistemas de Información Geográfica. Al personal de la Universidad San Francisco de Quito, Fernanda González, Andrea Pihuave, Fernando Quizhpi y Natalia García del Laboratorio de Ecología Acuática. Daniela Almeida y María José Ampudia del Laboratorio de Química. Sonia Zapata y Sarita Cifuentes del Instituto de Microbiología, y Gabriela Álvarez y Andrea Moreno coordinadoras de la Maestría en Ecología. A los revisores Esteban Suárez, Robert Hofstede y Narcís Prat quienes mejoraron con sus comentarios este documento. A mi familia, amigos y amigas que constantemente me animaron durante esta investigación, y a la música que siempre me acompaña. A la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID) que financió este estudio como parte del proyecto Funcionalidad y Calidad Ecológica de Ríos Altoandinos (FUCARAD/011294/07 - D/016307/08) ejecutado por el Laboratorio de Ecología Acuática de la Universidad San Francisco de Quito, liderado por Andrea Encalada, y el Freshwater Ecology and Management Group de la Universitat de Barcelona dirigido por Narcís Prat.

Resumen

Los ríos altoandinos son la principal fuente de agua para ciudades y zonas agrícolas en los Andes del norte, pero existe poco conocimiento de los cambios en el uso del suelo y su efecto en la calidad de los ríos en esta región. Nuestro objetivo es entender la influencia del uso del suelo y el rol de la vegetación natural en la integridad ecológica de los ríos altoandinos al noreste del Ecuador. En el 2009, estudiamos veinte ríos en tres subcuencas del río Guayllambamba, en dos pisos altitudinales: zona baja (2800 – 3300 m) y zona alta (3500 - 4000 m). Relacionamos la integridad ecológica de los ríos evaluando parámetros físicos, químicos y biológicos (invertebrados) con diferentes usos de suelo. A partir de esta caracterización evaluamos qué escala (local, corredor o cuenca) de cobertura vegetal natural (CVN) predice mejor la integridad ecológica de estos ríos. Adicionalmente, modelamos escenarios de cambio de la CVN en la escala de cuenca para predecir el estado de los ríos en el futuro. Los resultados mostraron que los poblados son el uso que más afectó la integridad de los ríos debido a la disminución de la riqueza de invertebrados y de la vegetación de ribera. La ganadería/agricultura fue en segundo lugar, el uso que causó mayor impacto disminuyendo la vegetación de ribera. Por otro lado, la CVN de la escala cuenca hídrica en la zona alta o páramo estuvo fuertemente relacionada con el índice de calidad ecológica de los ríos altoandinos (ECOSTRIAND) y con la conductividad. Es así que las simulaciones de cambio la CVN en escenarios futuros mostraron que de incrementarse la CVN esto también mejoraría la calidad ecológica de los ríos. Nuestra investigación sugiere que la CVN del páramo es una variable predictiva de la calidad ecológica del ecosistema lótico. Proponemos que los páramos deberían manejarse como “keystone sites”.

Abstract

High andean streams are the main water source for cities and agricultural zones, however, there is little knowledge about the effects of land use on stream quality. The objective of our study is to understand the influence of land use and the role of natural vegetation cover on the ecological integrity of high andean streams in northeastern Ecuador. In 2009, we studied 20 streams within three sub basins of the Guayllabamba River in two altitudinal zones: low (2800 - 3300 m) and high (3500 - 4000 m) zones. We related stream ecological integrity by evaluating physiochemical and biological (invertebrates) parameters with different land uses. We also determined what scale (local, corridor, or basin) of natural vegetation cover (NVC) predicts stream integrity, and we modeled different NVC scenarios under basin scale to do predictions of stream health. The results showed villages causing the biggest impact on stream integrity (decrease of invertebrate richness and riparian vegetation) followed by cattle/agriculture (decrease of riparian vegetation). On the other hand, the basin scale of NVC was strongly related to the high andean stream ecological quality index (ECOSTRIAND) and conductivity. Our simulations of future scenarios showed improved páramo streams quality with greater NVC. Our study suggests that the NVC of the páramo is a predictive variable of lotic ecosystem quality and we propose that páramos should be managed as keystone sites.

Tabla de contenido

Derechos de autor.....	iii
Dedicatoria.....	iv
Agradecimientos.....	v
Resumen.....	vi
Abstract.....	vii
Artículo: Influencia del uso del suelo y la cobertura vegetal natural en la integridad ecológica de los ríos altoandinos al noreste del Ecuador.....	1

**INFLUENCIA DEL USO DEL SUELO Y LA COBERTURA VEGETAL NATURAL
EN LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA DE LOS RÍOS ALTOANDINOS AL
NORESTE DEL ECUADOR**

(Para ser sometido en River Research and Applications)

Ordóñez-Arízaga, V.¹, Encalada, A. C.^{1,2}, Ríos-Touma, B.^{1,3},
Martínez, C.¹, Vimos, D.¹ and Prat, N.³

¹ Departamento de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad San Francisco de Quito, Quito, Ecuador.

² IMAR-CMA, Institute of Marine and Aquatic Research, University of Coimbra, Coimbra Portugal.

³ Freshwater Ecology and Management Group, Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona, Spain.

Corresponding author:
Blga. Verónica Ordóñez Arízaga
+593-2 2971-700 ext. 1441
sire_ordonez@hotmail.com

Abbreviated title: USO DEL SUELO EN LOS RÍOS ALTOANDINOS ECUADOR

Palabras clave: high-Andean streams, invertebrates, land use, multiscales, páramo, predictive scenarios.

Resumen

Los ríos altoandinos son la principal fuente de agua para ciudades y zonas agrícolas en los Andes del norte, pero existe poco conocimiento de los cambios en el uso del suelo y su efecto en la calidad de los ríos en esta región. Nuestro objetivo es entender la influencia del uso del suelo y el rol de la vegetación natural en la integridad ecológica de los ríos altoandinos al noreste del Ecuador. En el 2009, estudiamos veinte ríos en tres subcuencas del río Guayllambamba, en dos pisos altitudinales: zona baja (2800 – 3300 m) y zona alta (3500 - 4000 m). Relacionamos la integridad ecológica de los ríos evaluando parámetros físicos, químicos y biológicos (invertebrados) con diferentes usos de suelo. A partir de esta caracterización evaluamos qué escala (local, corredor o cuenca) de cobertura vegetal natural (CVN) predice mejor la integridad ecológica de estos ríos. Adicionalmente, modelamos escenarios de cambio de la CVN en la escala de cuenca para predecir el estado de los ríos en el futuro. Los resultados mostraron que los poblados son el uso que más afectó la integridad de los ríos debido a la disminución de la riqueza de invertebrados y de la vegetación de ribera. La ganadería/agricultura fue en segundo lugar, el uso que causó mayor impacto disminuyendo la vegetación de ribera. Por otro lado, la CVN de la escala cuenca hídrica en la zona alta o páramo estuvo fuertemente relacionada con el índice de calidad ecológica de los ríos altoandinos (ECOSTRIAND) y con la conductividad. Es así que las simulaciones de cambio la CVN en escenarios futuros mostraron que de incrementarse la CVN esto también mejoraría la calidad ecológica de los ríos. Nuestra investigación sugiere que la CVN del páramo es una variable predictiva de la calidad ecológica del ecosistema lótico. Proponemos que los páramos deberían manejarse como “keystone sites”.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de alta montaña de los Andes del norte, como el bosque de ceja andina (2800 - 3500 m) y el páramo (3500 - 4000 m; Sierra 1999), presentan altos niveles de diversidad y endemismo (Luteyn 1992), y son considerados como ecosistemas cultural y económicamente estratégicos. En particular, en estas zonas altoandinas los ecosistemas acuáticos son de fundamental importancia por su rol de almacenamiento y regulación del agua del deshielo de los glaciales, las precipitaciones y las aguas subterráneas (Josse 1999, Buytaert *et al.* 2006). Pero, a pesar de que son la principal fuente de abastecimiento de agua para consumo e irrigación de las principales ciudades nor-andinas (Luteyn 1992, Josse 1999), estos ambientes están expuestos a crecientes amenazas derivadas de prácticas nocivas para el manejo (*e.g.* quemas) y falta de planificación para su uso ordenado.

En el Ecuador, el uso del suelo en los ecosistemas altoandinos ha sido un factor determinante de cambio del paisaje (Sarmiento 2002). Específicamente, las quemas de la vegetación natural, la extensión de la frontera agrícola, y el sobrepastoreo, han transformado grandes extensiones del paisaje andino, provocando considerables pérdidas de biodiversidad, degradación del suelo, y deterioro de funciones ecosistémicas como la captación y regulación del agua. En el contexto del paisaje fluvial, si consideramos que el paisaje terrestre influye en los ecosistemas acuáticos (Fausch *et al.* 2002, Malmqvist 2002, Wiens 2002, Allan 2004, Wang *et al.* 2006a, Johnson & Host 2010, Steel *et al.* 2010), es fácil suponer que los ríos altoandinos en el Ecuador son vulnerables a los cambios del paisaje por efecto del uso del suelo. Esta vulnerabilidad, puede ser entendida como la pérdida de la integridad o calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos, que consiste en la interrelación de componentes bióticos y abióticos, el suministro de energía, la química

del agua, la estructura del hábitat y el régimen del caudal. Atributos, que comúnmente son evaluados mediante la aplicación de índices que valoran la biota acuática de los ríos (Barbour *et al.* 1999, Karr & Chu 1999, Barbour & Paul 2010, Dolédec & Statzner 2010).

En la mayoría de los casos, el paisaje fluvial altoandino comprende un mosaico de zonas que aún conservan un alto grado de naturalidad y zonas con un alto grado de intervenciones antrópicas, o en diferentes estadios de degradación o recuperación. Por lo tanto, el análisis del paisaje fluvial en estas zonas implica la evaluación de la interconexión de procesos ecológicos, sociales y económicos (Stanford 2006), que responden a la historia del manejo del uso del suelo (Pedersen & Friberg 2009). En el estudio del paisaje fluvial, el uso del suelo y la cobertura vegetal natural han demostrado ser potentes indicadores de la integridad de los ríos (Allan 2004), y varias investigaciones incluyen estos indicadores en análisis multiescala (cuenca, corredor, local y hábitat) (Roth *et al.* 1996, Townsend *et al.* 2004, Durance *et al.* 2006, Lowe *et al.* 2006, Sponseller *et al.* 2001) con técnicas de información geográfica (SIG) y sensores remotos (Van Sickle *et al.* 2004, Steel *et al.* 2010). A pesar de ello, es aún poco lo que se ha hecho en términos de adaptar estos enfoques de investigación a las zonas altoandinas.

El conocimiento sobre los efectos del uso de suelo y la cobertura vegetal natural en los ríos se ha desarrollado principalmente en las zonas templadas, mientras que, en las zonas tropicales, hay menos información (Allan *et al.* 2002, Monaghan *et al.* 2000, Bücker *et al.* 2010). En el Ecuador, la investigación sobre los ríos altoandinos ha generado avances importantes sobre el conocimiento de estos ecosistemas (Jacobsen *et al.* 1997, Jacobsen 2008, Buytaert *et al.* 2006, Ríos-Touma *et al.* 2009, Carrasco-Espinoza 2008, Acosta *et al.* 2009). Sin embargo, la mayor parte de estas investigaciones se han centrado en localidades

o grupos taxonómicos puntuales y aún necesitamos entender mejor las relaciones entre el paisaje terrestre y los ecosistemas fluviales, y sus posibles implicaciones en términos de manejo y conservación.

En este escenario, nos interesa generar información para responder dos preguntas: i) ¿cómo influyen los usos de suelo en la integridad ecológica de los ríos altoandinos?, y ii) ¿cómo se relaciona la cobertura vegetal natural, y en qué escala espacial, con la integridad ecológica de los ríos altoandinos? Con respecto al primer objetivo, y de acuerdo con lo encontrado por Allan (2004), esperamos que los usos de suelo de las zonas urbanas y agrícolas impacten en mayor grado la integridad de los ríos altoandinos. Los ríos con estos usos de suelo podrían afectar la morfología del cauce, la calidad del agua y las comunidades bióticas (Dauer *et al.* 2000, Heartsill-Scalley & Aide 2003, Pedersen & Friberg 2009, Van Sickle *et al.* 2004).

En cuanto al segundo objetivo de esta investigación, partimos de la hipótesis de que la conservación de la cobertura vegetal natural en los ecosistemas altoandinos está relacionada con una mayor integridad ecológica de los ríos. Además, es posible que la cobertura vegetal natural de la escala cuenca tenga mayor relación con la integridad de los ríos en comparación con las escalas local y corredor. Varios estudios han comprobado esta predicción, donde cambios experimentales de la cobertura vegetal natural en la escala cuenca, influyen en el estado de los ríos (Likens *et al.* 1970, Allan & Johnson 1997, Stone & Wallace 1998).

Para probar estas hipótesis elegimos veinte ríos en tres subcuencas del río Guayllabamba al noreste del Ecuador, que se caracterizan por tener una matriz de

vegetación natural y varios tipos de usos de suelo, y representan en gran medida la realidad de las zonas altoandinas de los Andes norte. Evaluamos la integridad ecológica de los ríos utilizando parámetros físicos, químicos y biológicos (e.g. invertebrados acuáticos), y relacionamos estas variables con diferentes usos de suelo. Por otro lado, valoramos la cobertura vegetal natural de los ríos en tres escalas espaciales (local, corredor y cuenca) para determinar qué escala se relaciona mejor con la integridad de los ríos. En último término, estos resultados fueron utilizados para modelar escenarios de cambio de la cobertura vegetal natural en la escala cuenca y para hacer proyecciones sobre el estado de los ríos.

MÉTODOS

Área de estudio

Estudiamos los ríos tributarios (primer y segundo orden) de tres subcuencas: Carihuaycu (2911.9 ha, 27.3 km), Huarmihuaycu (3853.8 ha, 44.2 km) y Guambi (7490.8 ha, 65.3 km), ubicados al este de la ciudad de Quito (provincia de Pichincha), en la sierra noreste del Ecuador (0° 20' S, 78 ° 13' W) (Fig. 1). Estos ríos nacen por escorrentía, de aguas subterráneas o de lagos en las zonas altas de la Cordillera Oriental y son tributarios del río Chiche, que a su vez forma parte de la cuenca alta del río Guayllabamba que se une al río Esmeraldas y desemboca en el océano Pacífico. El promedio de la temperatura anual de esta zona es de 8.3 °C y el de la precipitación es de 1433 mm (estación meteorológica Papallacta, 3160 m; Bendix & Rafiqpoor 2001). La topografía es montañosa con pendientes de hasta más del 70% formada por circos glaciares y valles de depósitos morrénicos con flujos de materiales piroclásticos no consolidados (Rodríguez *et al.* 2009).

Los suelos están formados de cenizas volcánicas y se caracterizan por tener una elevada capacidad de retención de agua (Podwojewski & Poulénard 2000, Buytaert *et al.* 2007).

El estudio se realizó en dos rangos altitudinales representados por diferentes ecosistemas. El ecosistema de ceja andina o bosque siempre verde montano alto (2800-3500 m), que está constituido por una vegetación arbórea dominada por especies como *Gynoxis* spp. (Asteraceae), *Oreopanax* spp. (Araliaceae) y *Miconia* spp. (Melastomataceae), y una cobertura arbustiva en la que son frecuentes especies como *Diplotephium ericoides* (Asteraceae) y *Hypericum laricifolium* (Hypericaceae), y rosetas como *Puya* spp. (Bromeliaceae). Por otro lado, el páramo herbáceo (3500 - 4000 m), está dominado por gramíneas en forma de macollas o penachos de paja generalmente de *Calamagrostis* spp. o *Festuca* spp. (Poaceae), hierbas en forma de almohadillas como *Azorella pedunculata* (Apiaceae) y *Plantago rigida* (Plantaginaceae), y parches de árboles como *Polylepis* spp. (Rosaceae), *Gynoxis* spp. (Asteraceae), y arbustos como *Baccharis caespitosa* y *Loricaria thuyoides* (Asteraceae) (Sierra 1999, Rodríguez *et al.* 2009).

El 75.4% del área de las tres subcuencas de estudio corresponde a vegetación natural de los ecosistemas ceja andina y páramo herbáceo. El uso del suelo en las zonas intervenidas está principalmente representado por pastizales para actividades ganaderas, cultivos de ciclo corto (papa, melloco, oca, maíz, cebada, haba, frejol y hortalizas) y plantaciones forestales con especies exóticas (*Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*). Menos del 1% del área corresponde a cuerpos de agua, zonas urbanas y actividades económicas puntuales como una lubricadora de autos, piscicultura con la especie de trucha introducida *Oncorhynchus mikiss* (trucha arcoíris), y minas de material pétreo para la construcción (MAG/SigAgro 2001, Rodríguez *et al.* 2009). Los asentamientos urbanos son

dispersos y de tipo rural. Los habitantes se dedican principalmente a la ganadería, y a la agricultura en menor escala. El recurso hídrico se utiliza para irrigación, consumo humano y generación de energía hidroeléctrica. Los ríos de estudio tienen en promedio 1.6 ± 0.3 m de ancho y 18.3 ± 2.6 cm de profundidad (Apéndice 1). Las captaciones de agua no contemplan un manejo de caudales ecológicos, lo que causa que en las zonas bajas algunos ríos presenten caudales extremadamente bajos o no tengan agua.

El área de estudio es una zona estratégica porque limita con el Parque Nacional Cayambe Coca y la Reserva Ecológica Antisana. Además, por el área atraviesan importantes obras de infraestructura como el acueducto que abastece de agua a la ciudad de Quito desde la zona Papallacta, las tuberías de conducción de petróleo (Sistema de Oleoducto Trans-Ecuatoriano - SOTE y Oleoducto de Crudos Pesados - OCP) y una vía de primer orden que conecta la Serranía y la Amazonía ecuatoriana (Rodríguez *et al.* 2009).

Diseño del estudio

Para responder los dos objetivos de estudio, diseñamos una investigación que combina: 1) La evaluación de la integridad ecológica de los ríos, analizando parámetros físicos, químicos y biológicos, para relacionarlos con diferentes usos de suelo; y 2) El análisis multiescala de la influencia de la cobertura vegetal natural (CVN) en la integridad ecológica de los ríos. A partir de estos resultados, nuestro enfoque incluye la modelación de escenarios de CVN en la escala cuenca hídrica para generar pronósticos sobre el posible estado futuro de los ríos de esta zona.

Durante la estación seca entre el 28 de septiembre y el 12 de octubre de 2009 (estación meteorológica Papallacta, 3160 m; Bendix & Rafiqpoor 2001), estudiamos 20 ríos de tres subcuencas del río Guayllabamba: 12 ríos en el bosque de ceja andina o zona baja y ocho ríos en el páramo o zona alta. Entre la zona baja y alta excluimos una franja altitudinal de 200 m en la que no realizamos muestreos debido a la transición entre los dos ecosistemas. El propósito de esta distinción fue permitirnos controlar posibles efectos del gradiente altitudinal en la variación de la vegetación natural y de la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos que está muy relacionada con la altitud, temperatura y oxígeno (Jacobsen *et al.* 1997, Jacobsen 2003, Jacobsen 2004).

1. Relación del uso del suelo con la integridad ecológica de los ríos

Caracterización del uso del suelo y definición de las estaciones de muestreo

Mediante observaciones en el campo, identificamos y seleccionamos cualitativamente usos de suelo específicos vinculados con el entorno de los ríos en nuestra área de estudio. Para ello, nos guiamos con cartografía base 1:25.000 (IGM 1993) y mapas de uso de suelo 1:5.000 (PSA/DMQ 2009) y 1:50.000 (MAG/SigAgro 2001). Categorizamos seis usos de suelo, tres de tipo espacial (los controles con cobertura vegetal natural, la agricultura/ganadería y los poblados), y tres de tipo puntual (la lubricadora, las piscinas para piscicultura y la minería de pétreos; Apéndice 2).

Una vez que identificamos en el campo unidades espaciales con los distintos tipos de usos del suelo, ubicamos 20 estaciones de muestreo en el lecho de los ríos después de su recorrido por los usos de suelo, para así lograr captar sus efectos el ecosistema acuático.

Cada estación de muestreo comprendió un transecto de 100 m en el lecho del río. La mayoría de los ríos de primer orden tuvieron una sola estación, mientras que los ríos de segundo orden como el Carihuaycu, presentaron varias estaciones consecutivas: control (C1 zona alta), lubricadora (Lub zona alta), piscicultura (Pisc zona alta) y poblado (P1 zona baja) (Fig. 1; Apéndice 2). Es evidente entonces, que algunas estaciones presentaron efectos acumulativos y de interrelación con los otros usos de suelo, ya que en el área de estudio, el paisaje de las cuencas hídricas mostró un mosaico de usos de suelo interconectados.

Para cada uso de suelo muestreamos tres ríos, excepto para lubricadora y piscicultura en la zona alta, usos para los que no encontramos repeticiones. Adicionalmente, con el fin de comparar los usos de suelo y determinar sus efectos en los ríos, seleccionamos en cada zona altitudinal tres ríos control que representaron el mejor estado de conservación y ausencia o mínimo de perturbaciones humanas. Para esto, valoramos los ríos “control” con el protocolo de condiciones de referencia para la evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA), que evalúa cuatro factores: cuenca, hidrología, tramo y lecho del río (Acosta *et al.* 2009; Apéndice 2).

Caracterización y evaluación de la integridad ecológica de los ríos

Variables ambientales: físico – químicas

Para caracterizar y evaluar el estado de los ríos, medimos 21 parámetros físico-químicos por una sola vez en cada estación de muestreo. El oxígeno disuelto y la temperatura fueron medidos *in situ* con una sonda YSI Modelo 550^a (YSI, Yellow Springs,

OH, U.S.A), mientras que para medir la conductividad y el pH utilizamos una sonda YSI Modelo 63 (YSI, Yellow Springs, OH, U.S.A). En cada estación calculamos el caudal midiendo la profundidad y velocidad de la corriente con un velocímetro (FP101 Global Flow Probe, Global Water, Gold River, CA, U.S.A.) en tres transectos transversales en cada río, en intervalos de 10 ó 20 cm en cada transecto. En estos transectos identificamos también el tipo de sustrato (limo, arena, grava, canto y bloque). Para calcular el peso seco libre de cenizas (AFDM, por sus siglas en inglés “ash free dry mass”) de los sólidos totales suspendidos filtramos 500 ml de agua con un filtro de microfibras de vidrio (Whatman, Type GF/C 47 mm, Maidstone, U.K.). También calculamos AFDM de la materia orgánica particulada gruesa (MOPG; >1mm), colectada de las muestras bentónicas utilizando un muestreador Hess (Hauer & Lamberti 2006). En cada estación tomamos 500 ml de agua que fueron analizados en el laboratorio para determinar su contenido de amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$), nitratos ($\text{NO}_3^- \text{-N}$), nitritos ($\text{NO}_2^- \text{-N}$), cloruros (Cl^-) y sulfatos (SO_4^{2-}), mediante un espectrofotómetro (Hach Lange, Model DR 2800, Alemania). El contenido de fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$) fue analizado con el método de fósforo reactivo de molibdato soluble (FRS) (Murphy & Riley 1962) y la alcalinidad con el método de titulación 2320 B (APHA 1998). Finalmente, determinamos el contenido de coliformes totales y *E. coli* con un medio de cultivo estándar (ChromoCult Coliform, Merck, Gibbstown, NY, U.S.A.).

Variables biológicas: invertebrados acuáticos

Colectamos cinco muestras de macroinvertebrados bentónicos en cada estación utilizando un muestreador Hess (0.02 m², ojo de malla 250 μm) por 30 segundos en cada muestra. Además, para encontrar todas las taxa posibles utilizamos un muestreo multihábitat con la red de mano por tres minutos (ojo de malla 250 μm). Las muestras se

conservaron en frascos plásticos con alcohol al 90%. En el laboratorio, limpiamos las muestras y clasificamos los individuos hasta el nivel taxonómico más bajo posible que fue de género para la mayoría de grupos de insectos, y generalmente niveles taxonómicos más altos para los invertebrados no insectos. Para la identificación usamos claves taxonómicas de Merritt & Cummins (1996), Domínguez & Fernández (2001), Roldán (2003) y Domínguez & Fernández (2009).

Índice de integridad ecológica o de la calidad ecológica de los ríos andinos

Usamos un índice de evaluación rápida de integridad ecológica, diseñado para determinar la calidad ecológica de los ríos andinos sobre los 2000 metros. En cada estación de muestreo calculamos el “Índice de Estado Ecológico de Ríos Andinos” (ECOSTRIAND) que forma parte del protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA; Acosta *et al.* 2009). ECOSTRIAND evalúa cualitativamente en rangos, la calidad del ecosistema fluvial con cinco categorías: muy bueno, bueno, regular, malo y pésimo. Nosotros categorizamos estos rangos con valores únicos de cinco (muy bueno) a uno (pésimo). ECOSTRIAND se calcula a partir de dos índices: El Andean Biotic Index (ABI), que mide la tolerancia de los macroinvertebrados a la contaminación a partir de un muestreo multi-hábitat y el índice de la calidad de la vegetación de ribera Andina (QBR-And).

Análisis estadísticos: relaciones entre uso del suelo y la integridad ecológica de los ríos

El análisis estadístico de las variables ambientales consistió en encontrar los parámetros que mejor expliquen la variación de los ríos con respecto a los diferentes usos

de suelo. Para lograr una distribución normal de las variables, transformamos los datos utilizando logaritmo natural. Primero, hicimos una correlación de Pearson para discriminar las variables redundantes ($r > 0.7$), y segundo, con la matriz de las variables depurada, hicimos un análisis de componentes principales (PCA). Sobrepusimos al PCA, un análisis non-metric multi-dimensional scaling (NMDS) con las mismas variables para visualizar cómo se agrupan los ríos (50 restarts; estrés mínimo 0.01), en base a un cluster de tipo promedio de grupo con distancias euclidianas, para mostrar en qué porcentaje de similitud se agrupan los ríos (Clarke & Gorley 2006). Usamos los programas PRIMER 6.0 (PRIMER 6.0; PRIMER-E Ltd, Plymouth, U.K.) y MINITAB 12.2 (MINITAB 12.2; Minitab Inc., State College, PA, U.S.A.).

Para analizar la composición y estructura de la comunidad de invertebrados acuáticos, primero utilizamos un NMDS aplicado al promedio de las densidades de las muestras Hess de cada estación, de manera que podamos visualizar cómo se agrupan los ríos de acuerdo a la similitud de la composición y estructura de los invertebrados según los usos de suelo (50 restarts; transformación $\log[x+1]$; estrés mínimo 0.01). Al NMDS le sobrepusimos un cluster jerárquico de promedios de grupos basado en la matriz Bray-Curtis, para obtener el porcentaje de similitud de las agrupaciones de los ríos (Clarke & Gorley 2006).

En segundo lugar, para comprobar si las variables ambientales y de la comunidad de invertebrados del ecosistema acuático se diferencian con respecto al uso del suelo, utilizamos análisis de varianza (ANOVA) de una vía. No se realizó un ANOVA de dos vías con uso de suelo y altitudes debido a que el diseño factorial es incompleto por no tener los mismos tipos de usos de suelo en las dos altitudes. Los análisis se realizaron con el

factor uso de suelo con seis niveles: control zona alta (za) y ganadería/agricultura za, control zona baja (zb), ganadería/agricultura zb, minería zb y poblado zb. Por falta de réplicas no se incluyeron los usos de suelo de lubricadora y piscicultura de la zona alta. Las variables respuesta ambientales se seleccionaron a partir del PCA (índice QBR-And y conductividad) y las variables respuesta de la comunidad de invertebrados acuáticos fueron abundancia, diversidad alfa de Fisher, índice ABI y riqueza. Previo al análisis, normalizamos los datos cuando fue necesario para lograr distribuciones normales utilizando logaritmo natural. Las diferencias significativas ($p < 0.05$) entre usos de suelo se analizaron con la prueba post hoc Fisher's Protected Least Significant Difference (LSD). Usamos el programa SPSS Statistics 17.0 (SPSS Inc.; IBM Company Headquarters, Chicago, IL, U.S.A).

2. Relación entre la cobertura vegetal natural y la integridad ecológica de los ríos

Caracterización de la cobertura vegetal natural en tres escalas espaciales

En cada estación de muestreo calculamos el porcentaje de cobertura vegetal natural (CVN) de tres escalas espaciales: local, corredor y cuenca. Para la escala local, valoramos la CVN de la vegetación de ribera, que considera el área del límite de la zona de inundación de cada orilla, en un tramo de 100 m de río. Para ello, utilizamos el índice de vegetación de ribera andina (QBR-And). Para la escala corredor, valoramos la CVN con una metodología de transectos, para un área de 30 m de ancho y 60 m de largo en cada orilla, ubicada a continuación de la escala local. Finalmente, para la escala cuenca, calculamos la CVN del área de la microcuenca río arriba de la estación de muestreo, utilizando el sistema de información geográfica (SIG).

En la escala local, el índice QBR-And consistió en valorar la cubierta vegetal y su conectividad con el ecosistema terrestre, la estructura de la vegetación (árboles, arbustos, herbáceas), la calidad de la cubierta con especies autóctonas o introducidas, y la “naturalidad” del canal fluvial (Acosta *et al.* 2009).

La escala corredor, se ubicó adyacente a la escala local. Para determinar el porcentaje de CVN en esta escala, la metodología consistió en delimitar un transecto de 60 m paralelo al río. Perpendicular a este transecto trazamos tres líneas de 30 m separadas por 20 m en cada orilla. En estas perpendiculares, cada 10 m trazamos tres transectos de 20 m en dirección paralela al río y estimamos visualmente el porcentaje de la CVN en una franja de 2 m a cada lado del transecto.

En la escala cuenca, utilizamos el sistema de información geográfica (SIG) (ArcGIS 9.2; ESRI, Redlands, CA, U.S.A.) para procesar la información digital del uso de suelo de la región sierra, a escala 1:50.000 (MAG/SigAgro 2001) y cuantificar el porcentaje de la CVN. El análisis consistió primero, en delimitar el área de las cuencas hídricas para cada estación de muestreo mediante interpretación visual y digitalización de las curvas de nivel, teniendo como referencia un modelo digital de elevación; y segundo, cuantificar el porcentaje de la CVN de las categorías: bosque natural, páramo y vegetación arbustiva nativa.

En términos de superficie, las escalas local y corredor son puntuales y comprenden un análisis detallado de la CVN, mientras que la escala cuenca es mucho más grande y presenta un análisis más generalizado de la CVN. Por lo tanto, definimos al porcentaje de CVN como la unidad estándar para agrupar y comparar la información de las tres escalas.

Adicionalmente, las escalas locales se trabajaron en el 2009 y la información de la escala cuenca se generó en el 2001. Utilizamos el mapa de uso de suelo MAG/SigAgro (2001) a escala 1:50.000 porque fue la información más actualizada de uso de suelo para todas las estaciones de muestreo del área de estudio.

Análisis estadísticos: relaciones entre la cobertura vegetal natural (CVN) a diferentes escalas y la integridad ecológica de los ríos

Para encontrar qué escala de CVN predice mejor la integridad ecológica de los ríos, hicimos modelos de regresiones múltiples. Cada modelo se construyó con tres factores o variables independientes correspondientes al porcentaje de CVN de las escalas espaciales local, corredor y cuenca hídrica. Debido a que todos los factores son de CVN, excluimos del análisis las interacciones de los factores. Seleccionamos ocho variables respuesta relevantes para la integridad ecológica de los ríos basadas en los resultados del primer objetivo de nuestra investigación (ver arriba): conductividad, riqueza y abundancia de invertebrados acuáticos, y los índices ECOSTRIAND, ABI, diversidad de Shannon Weiner, diversidad alfa de Fisher y Equidad de Simpson. Con cada variable respuesta construimos tres modelos: el primero con los veinte ríos de la zona alta y baja juntos; el segundo, con los ocho ríos de la zona alta; y el tercero con los doce ríos de la zona baja.

Para seleccionar el mejor modelo, aplicamos el método stepwise selection con los valores significativos del r^2 del modelo y la probabilidad ($p < 0.05$), y también con el Akaike information criterion (AIC) basado en los estimadores de máxima probabilidad (maximum likelihood estimators). Los modelos se corrieron con las tres combinaciones posibles.

Como pre-tratamiento normalizamos los datos para lograr una distribución normal cuando fue necesario, transformando las variables predictoras con arcoseno (porcentajes) y las variables respuesta con Logaritmo natural y $\text{Log}(x+1)$ (Quinn & Keough 2002). Usamos el programa JMP 8.0.1 (JMP 8.0.1; SAS Inc., Cary, NC, U.S.A.).

Escenarios de CVN relacionados con la integridad ecológica de los ríos

Basados en los resultados de las relaciones entre la CVN a diferentes escalas y la integridad ecológica de los ríos (ver arriba), hicimos estimaciones sobre el estado de los ríos en el pasado (1977 y 2001) y el futuro (2025). Para esto, seleccionamos los modelos de regresión múltiple que mostraron la escala de cuenca como la mejor predictora de la integridad de los ríos. Siendo la conductividad en las zonas alta y baja, y el índice ECOSTRIAND en la zona alta, los parámetros que varían ante cambios de la CVN en la escala cuenca.

Utilizamos técnicas de análisis espacial con SIG y modelos estadísticos para generar escenarios futuros de la CVN a partir de datos históricos, y de esta manera estimar los posibles cambios de la integridad ecológica de los ríos, usando las variables conductividad y ECOSTRIAND. De este modo nos planteamos: i) El mapeo de la CVN histórica, ii) el diseño y mapeo de escenarios futuros de la CVN, y iii) la estimación de las variables conductividad y ECOSTRIAND según la CVN en los momentos históricos y los escenarios futuros.

i. Mapeo de la CVN histórica

Para las tres cuencas de estudio, construimos mapas de uso del suelo de dos períodos históricos 1977 y 2001, utilizando como referencia mapas a escala 1:50.000 (Pronareg/Orstom 1977, MAG/SigAgro 2001) y la imagen satelital TM 2001, correspondiente al Path/Row 10/60. Con la información generada, clasificamos los usos de suelo en dos categorías: CVN (bosque natural, páramo y vegetación arbustiva nativa) y zonas intervenidas (pastizales, cultivos y plantaciones forestales).

ii. Diseño y mapeo de escenarios futuros de la CVN

Basados en los patrones de cambio de la CVN observados entre 1977 y 2001, creamos tres escenarios futuros para el año 2025. “Tendencia actual”: estima que la superficie de pérdida de la CVN será similar a la observada hasta el año 2001. Esta estimación se basó en la probabilidad de cambio esperada según matrices markovianas de transición (Paegelow & Olmedo 2005, Markov 2006). “Degradación”: asume que la pérdida de CVN será 50% mayor a la esperada según la tendencia actual; y “Recuperación”: estima que la CVN se incrementará en una proporción similar a la que se perdería en el escenario de tendencia actual (Apéndice 3).

Construimos los mapas futuros utilizando el módulo CA_Markov de Idrisi 15 (Clark Labs, Clark University, Worcester MA, U.S.A.). Este módulo combina la superficie de transición entre CVN y zonas intervenidas esperada (para cada escenario) con la idoneidad del hábitat para la presencia de estas coberturas (Paegelow & Olmedo 2005). La idoneidad fue medida como la similitud de las características (variables) de un sitio

determinado respecto a las características de las zonas de ocupación de cada cobertura. Para esto, utilizamos la herramienta MaxEnt 3.3.2 (AT&T Labs-Research; Princeton University, Princeton, NJ, U.S.A.) con las variables: elevación, tipo de suelo, distancia a ríos, distancia a zonas sin cambios, probabilidad de cambio, distancia a vías y distancia a poblados (Phillips *et al.* 2006, Phillips & Dudík 2008).

iii. Estimación de la integridad ecológica de los ríos en los escenarios del pasado y futuro

Estimamos la integridad ecológica de los ríos en tres pasos: primero, delimitamos el área de drenaje de la cuenca para cada sitio de muestreo. Segundo, con la cuenca delimitada para cada punto y los mapas generados, calculamos el porcentaje de CVN de los escenarios del pasado y futuro para cada sitio de muestreo; y tercero, en la función lineal de los modelos de regresión múltiple de las variables conductividad y ECOSTRIAND ($Y = \beta_0 + \beta_x (\%CVN \text{ escala cuenca}) + E$), reemplazamos en cada sitio de muestreo β_x por el valor del porcentaje de CVN calculado (ver arriba) del escenario deseado (Quinn & Keough 2002). De esta manera, estimamos la conductividad y el índice ECOSTRIAND en los escenarios del pasado y del futuro para cada río.

RESULTADOS

1. Relación del uso del suelo con la integridad ecológica de los ríos

Caracterización del uso del suelo y definición de las estaciones de muestreo

En el área de estudio, definimos veinte ríos o estaciones de muestreo en seis tipos de uso de suelo: control, ganadería/agricultura, lubricadora, piscicultura, minería de pétreos y poblados (Apéndice 2), lo cual se validó con la información de los mapas bases. Todas las estaciones control se calificaron positivamente con el protocolo de las condiciones de referencia para ríos andinos, con valores superiores a 100 (Apéndice 2).

Variables ambientales: físico – químicas

Los parámetros ambientales de los ríos variaron ampliamente en las tres cuencas (Apéndice 1). Las correlaciones entre las 21 variables ambientales mostraron siete parámetros redundantes (elevación, temperatura, cloruros, coliformes totales, pendiente, sedimentos orgánicos y sedimentos inorgánicos), los cuales fueron excluidos de los análisis posteriores (Apéndice 4).

El PCA mostró que el componente principal 1 (CP1) explicó el 60.4% de la variación de los parámetros ambientales de los ríos y está fuertemente correlacionado con la contribución de la vegetación de ribera (QBR-And: 0.952; Fig. 2). El NMDS superpuesto al PCA mostró a los ríos agrupados por uso de suelo, donde el vector QBR-And se relacionó con los ríos control en la parte negativa del eje del CP1. El componente

principal 2 (CP2) explicó el 32.8% de variabilidad de los parámetros ambientales representados principalmente por la conductividad (0.932). La dirección positiva del vector en el eje del CP2, mostró un incremento de conductividad en los ríos de la zona baja agrupados por el NMDS (Fig. 2).

Los ANOVA de una vía que se realizaron con las dos variables ambientales seleccionadas del PCA, mostraron que el índice QBR-And y la conductividad fueron significativamente diferentes con respecto al uso del suelo (Tabla 1). Específicamente, el análisis post-hoc mostró que el factor que describió la vegetación de ribera fue significativamente mayor en los usos de suelo control (vegetación natural), que en los usos ganadería/agricultura y poblado (Fig. 3). La conductividad fue significativamente más baja en los usos de suelo control y ganadería/agricultura zona alta, que en los usos control, ganadería/agricultura, minería y poblado zona baja (Fig. 3). A pesar de que no se pudo incluir en los análisis las estaciones lubricadora y piscicultura cabe recalcar que los resultados obtenidos para estos dos sitios discreparon de los ríos control, lo que sugiere una alteración importante de los ríos con estos usos de suelo.

Adicionalmente, una variable que no contribuyó a explicar el porcentaje de variación de los ejes del PCA pero que presentó diferencias significativas entre usos de suelo fue la presencia de *Escherichia coli* (Tabla 1). Los ríos de los poblados presentaron valores significativamente más altos comparados con los demás usos de suelo de acuerdo con la prueba post-hoc LSD. Los análisis de varianza de las variables amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$), nitratos ($\text{NO}_3^- \text{-N}$), nitritos ($\text{NO}_2^- \text{-N}$), cloruros (Cl^-), fosfatos ($\text{PO}_4\text{-P}$) y alcalinidad no fueron seleccionadas del PCA, ni mostraron diferencias significativas entre usos de suelo. Sin embargo, parámetros como *E. coli* en todos los ríos la zona baja y amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$) en

todos los ríos de la zona alta y baja sobrepasaron los límites permisibles para la preservación de la flora y fauna de agua fría dulce según el control de la contaminación de la legislación ambiental ecuatoriana (TULAS 2003; Apéndice 1).

Variables biológicas: invertebrados acuáticos

La comunidad de invertebrados de todos los ríos presentó una riqueza total de 52 taxa (mayoría a nivel de familia). El 82.9% de la densidad de invertebrados estuvo representado por seis grupos: 34% Chironomidae sp. (Diptera), 16.2% Nematomorpha sp., 14.3% Tubificidae sp. (Oligochaeta), 6.6% Cerapotogonidae sp. (Diptera), 6% Planaridae sp. (Turbellaria) y 5.8% *Andesiops* sp. (Baetidae: Ephemeroptera; Apéndice 5).

El cluster superpuesto en el NMDS de las densidades de los invertebrados, mostró un 60% de similitud de las agrupaciones de los ríos. Los conjuntos del NMDS presentaron un estrés de 0.18 y revelaron que los ríos también se agruparon por altitud y por uso de suelo (Fig. 4), patrón similar a lo que mostraron las variables ambientales.

El ANOVA de una vía, corroboró el patrón que mostró el NMDS. Así, tres variables de la comunidad de invertebrados presentaron diferencias significativas con respecto al uso del suelo: diversidad alfa de Fisher, índice ABI y riqueza de invertebrados (Tabla 1). Los análisis post-hoc de la diversidad alfa de Fisher mostraron a los controles en la zona alta como los sitios con mayor diversidad de invertebrados. Por otro lado, el índice ABI mostró que los usos de suelo control y ganadería/agricultura zona alta presentaron valores significativamente más altos comparados con los usos de suelo control, minería y poblado zona baja. Por último, la riqueza de invertebrados fue significativamente más alta

en los ríos control y ganadería/agricultura zona alta y baja comparados con los usos minería y poblados de la zona baja (Fig. 3). Cabe notar que al analizar los post hoc de las variables bióticas como el índice ABI y la riqueza de macroinvertebrados en la zona baja, los ríos control presentaron valores estadísticamente menores o iguales a los tratamientos (Fig. 3). Esto indica que estos ríos no fueron los mejores sitios control. A pesar de que fueron evaluados con el protocolo CERA (Acosta *et al.* 2009) para identificarlos como estaciones referencia (Apéndice 2). Sin embargo, en la zona baja del área de estudio, estos ríos fueron los que presentaron un mejor estado de conservación.

Índice de integridad ecológica o de la calidad ecológica de los ríos andinos

El índice ECOSTRIAND caracterizó a los ríos de estudio en 45% “bueno”, 35% “regular”, 10% “muy bueno”, 5% “malo” y 5% “pésimo” (Figura 1; Apéndice 6). La valoración de la calidad ecológica del índice mostró concordancia con los resultados de las variables ambientales y bióticas de los ríos. Los mismos que revelaron un gradiente de influencia humana, siendo los ríos control zona alta los que presentaron la mejor calidad del índice “muy bueno”, los ríos ganadería/agricultura, lubricadora, piscicultura y minería mostraron una calidad “buena y regular” y los ríos de los poblados una calidad “mala y pésima”.

2. Relación entre la cobertura vegetal natural y la integridad ecológica de los ríos

Caracterización de la cobertura vegetal natural en tres escalas espaciales

En cada estación de muestreo obtuvimos el porcentaje de CVN de las tres escalas espaciales de estudio: local, corredor y cuenca. Las estaciones control en la zona alta presentaron 100% de CVN en todas las escalas. Sin embargo, en la zona baja el porcentaje de CVN en la escala cuenca disminuyó en los ríos control (control uno 82.81%, control dos 83.82% y control tres 48.9%). Este patrón indica que en la zona baja existe mayor intervención y que las estaciones control presentan otros tipos de usos de suelo (Apéndice 7).

Relaciones entre la cobertura vegetal natural (CVN) a diferentes escalas y la integridad ecológica de los ríos

Los modelos de regresión múltiple mostraron las escalas de CVN que mejor predicen la integridad ecológica del ecosistema acuático. Así, para los modelos que incluyeron las zonas alta y baja juntas, la escala local (es decir la vegetación de la ribera de los ríos) fue el mejor predictor del índice ECOSTRIAND (que es un Proxy de integridad ecológica) explicando un 57% de la variación encontrada. Por otra parte, la CVN a escala de cuenca fue la que mejor predijo los valores de conductividad, explicando un 63% de la variación (Tabla 2).

Un solo modelo fue significativo en la zona baja, en el que la CVN de la escala local fue el mejor predictor del índice ECOSTRIAND explicado únicamente un 55% de

variación (Tabla 2). El modelo que incluyó exclusivamente la zona alta, mostró que la CVN de la escala cuenca fue el mejor predictor del índice ECOSTRIAND, explicado por un 71% de variación.

Escenarios de CVN relacionados con la integridad ecológica de los ríos

En general, el mapeo de la CVN en los escenarios del pasado para las tres cuencas Carihuaycu, Huarmihuyacu y Guambi mostró una tasa de deforestación de 105 ha año^{-1} . Los datos históricos del uso del suelo evidencian una pérdida de la CVN de 93.1% a 75.4% entre 1977 y 2001 (Apéndice 8).

A pesar de esta tendencia, el cálculo del porcentaje de CVN en los escenarios del pasado y el futuro varió con cada estación de muestreo (Tabla 3). Por ejemplo, los ríos control en la zona alta mostraron un 100% de CVN en todos los escenarios. Al contrario que en la zona baja el porcentaje de CVN disminuyó drásticamente en la mayoría de los sitios de muestreo. Por ejemplo, en el río Minería 1 zona baja, el porcentaje de CVN de los escenarios del pasado disminuyó de 80.16% a 33.43% entre 1977 y 2001. En esta misma estación, las estimaciones del porcentaje de CVN para el año 2025 se proyectaron diferentes para cada escenario. Así, en el escenario recuperación la CVN fue de 44.29%, mientras que en el escenario tendencia actual la CVN disminuyó a un 18.29% y en el escenario degradación, la pérdida de la CVN fue drástica con un 10.90% (Tabla 3).

A partir del cálculo del porcentaje de CVN en los escenarios del pasado y el futuro, las estimaciones de las variables índice ECOSTRIAND y conductividad mostraron que a mayor CVN menor conductividad. Similarmente, el índice ECOSTRIAND mostró que a

mayor CVN mejor calidad ecológica de los ríos (Tabla 5; Figura 5). Así por ejemplo, los ríos control zona alta con 100% de CVN presentaron bajas concentraciones de conductividad y una calidad ecológica de los ríos de “Muy buena”. Al contrario, por ejemplo, que el río ganadería/agricultura 3 en la zona alta, que pasa de tener una conductividad baja de $61.51 \mu\text{s cm}^{-2}$ y una calidad ecológica “buena” en el escenario del año 1977, a una conductividad mayor de $77.67 \mu\text{s cm}^{-2}$ y una calidad ecológica “mala” en el escenario degradación en el año 2025 (Tabla 4; Figura 5).

DISCUSIÓN

El primer objetivo de esta investigación fue estudiar la influencia del uso del suelo en la integridad ecológica de los ríos. Nuestros resultados sugieren que cada uso de suelo causa impactos específicos en los ríos. Los centros poblados fueron el impacto que más afectó la integridad ecológica de los ríos y esto se pudo evidenciar en una disminución de la riqueza de invertebrados y de la vegetación de ribera. La ganadería/agricultura se relacionó con la pérdida de la vegetación de ribera. Mientras que la lubricadora, piscicultura y minería disminuyeron principalmente la riqueza de invertebrados y, por lo tanto, la integridad ecológica de los ríos. Desde esta misma perspectiva, la zona alta presentó los ríos con mayor integridad ecológica y el mejor estado de la vegetación de ribera. En cuanto a nuestro segundo objetivo, la cobertura vegetal natural (CVN) de la escala cuenca hídrica fue un excelente predictor de la integridad ecológica de los ríos de páramo de la zona alta (estimada con el índice ECOSTRIAND y la conductividad). Las simulaciones de los modelos de cambio de la CVN en la escala cuenca en el páramo, mostraron una relación positiva de a mayor CVN mejor calidad ecológica de los ríos. En los siguientes párrafos analizamos específicamente los impactos que causan los diferentes

usos de suelos en ríos de páramo y de bosque de ceja andina. Además, analizaremos las implicaciones futuras del mantenimiento de una cobertura vegetal natural para el mejoramiento de la integridad ecológica de estos ríos.

El análisis específico de nuestros datos muestra que los ríos que pasan por zonas pobladas en nuestra área de estudio tienden a mostrar un mayor impacto antropogénico, evidenciado por el aumento de la conductividad, y la disminución de la riqueza de invertebrados acuáticos, del índice ABI, del índice ECOSTRIAND y de la vegetación de ribera. Estos resultados no son sorprendentes y coinciden con estudios anteriores que han mostrado los efectos negativos del uso de suelo urbano con cambios estructurales de la biota acuática (Roy *et al.* 2003) debido a la cantidad y variedad de contaminantes, principalmente de desechos orgánicos que ingresan a los ríos (Paul & Meyer 2001). En nuestro estudio por ejemplo, se evidenciaron caudales bajos y un considerable aumento de *E. Coli* (Apéndice 1). Se ha demostrado que la urbanización en general, provoca cambios drásticos del caudal, alteración de la morfología del cauce e incremento de la cantidad de sedimentos suspendidos (Snyder *et al.* 2003).

Por otro lado, la pérdida de la vegetación de ribera en los ríos de los poblados fue evidente (Fig. 3). Este evento podría causar efectos negativos en los procesos físicos y bióticos de los ríos por la pérdida de la conectividad lateral y longitudinal entre el ecosistema terrestre y acuático (Wiens 2002, Shandas & Alberti 2009, Steel *et al.* 2010). En los ríos de los poblados por ejemplo, se observaron algas filamentosas, posiblemente por el incremento de la luz y la temperatura en el ecosistema acuático, que provoca un aumento de la biomasa y composición de las algas (Sponseller *et al.* 2001). En consecuencia, el cambio de un sistema basado en recursos energéticos autóctonos (i.e.

hojarasca) a autóctonos (i.e. algas), podría cambiar la comunidad de invertebrados de heterótrofos a autótrofos (Encalada *et al.* 2010). Además, la falta de conectividad entre el ecosistema acuático y las riberas provoca una reducción del movimiento de insectos acuáticos hacia la zona de ribera, que puede influir en la actividad de los depredadores ribereños (Nakano *et al.* 1999).

En nuestro estudio, el uso de suelo ganadería/agricultura mostró una disminución de la vegetación de ribera tanto en la zona alta como en la zona baja, efecto que como ya lo hemos discutido influye negativamente en la integridad ecológica de los ríos. Por otro lado, contrariamente a lo que esperábamos, la ganadería/agricultura no presentó diferencias significativas entre usos de suelo en ninguna de las dos zonas altitudinales. Esto lo evidenciamos con las variables bióticas de los ríos (diversidad alfa de Fisher, índice ABI y riqueza de macroinvertebrados). Varias razones podrían atribuirse a estos resultados, como por ejemplo, la baja intensidad de estas actividades en el área de estudio, así como las características del suelo volcánico (porosidad y alto contenido de materia orgánica), que podrían funcionar como filtros naturales capaces de disminuir la concentración de contaminantes como nutrientes y *E. coli* que ingresan a los ríos por escorrentía (Hofstede 1995). Sin embargo, cuando la intensidad de la ganadería es alta, Niyogi *et al.* (2007), encontraron que la conversión de pajonal nativo a ganadería en los ríos en Nueva Zelanda, incrementa los sedimentos finos, lo que provoca la disminución de la riqueza de invertebrados. Adicionalmente, la ganadería y agricultura podrían incrementar las concentraciones de nutrientes causando el aumento de biomasa de algas en los ríos, y la densidad y biomasa de invertebrados (Carpenter *et al.* 1998). Por otro lado, en los ecosistemas altoandinos se practica la agricultura eliminando la capa vegetal y arando el suelo, además para la ganadería se usa la quema de la vegetación, estas dos actividades

provocan graves consecuencias en la estructura y composición de la vegetación nativa y en las propiedades físicas (compactación; Hofstede 1995) y químicas (incremento del pH y P) del suelo (Suárez & Medina 2001). Por lo tanto, en el paisaje fluvial de los ecosistemas altoandinos, el uso de suelo ganadería/agricultura (ecosistema terrestre) al presentarse con mayor intensidad podría influir en la pérdida de la riqueza de invertebrados en los ríos (ecosistema acuático) y consecuentemente disminuir la integridad biótica de los ríos (Steel *et al.* 2010). Esta interpretación es motivo de alerta y nos podría llevar a conducir investigaciones que evalúen diferentes grados de intensidad de estos usos de suelo, que son los que presentan grandes extensiones en los ecosistemas altoandinos.

Adicionalmente a los impactos de alteraciones antropogénicas a gran escala, nuestro estudio también sugiere fuertes impactos de otras actividades más puntuales en el espacio. Por ejemplo, la lubricadora, las piscinas para crianza de truchas, y las minas mostraron excelentes niveles de cobertura de vegetación nativa, pero al mismo tiempo exhibieron una disminución de la riqueza de invertebrados acuáticos y una consecuente disminución de la integridad ecológica de los ríos. Estos resultados podrían estar relacionados a la carga de contaminantes puntuales que ingresan a los ríos producto de cada una de estas actividades. Así por ejemplo, el constante ingreso de compuestos de hidrocarburos al río debido al lavado de autos podría ser la causa de la disminución de la riqueza de invertebrados. Algunos estudios sugieren que la entrada de hidrocarburos a los ríos puede tener efectos nefastos en la comunidad acuática, y podría causar reducción de la densidad y riqueza de algunos invertebrados y dominancia de los tolerantes (Lytle & Peckarsky 2001). Los componentes del petróleo podrían dañar las membranas respiratorias de los invertebrados, causando dificultad en la absorción de oxígeno disuelto (Bury 1972). En algunos casos también se ha reportado que los hidrocarburos podrían incrementar la

producción primaria con algas tolerantes al petróleo (Singh & Gaur 1989). Por otra parte, las descargas del lavado de las piscinas de producción de truchas a los ríos, contienen sedimentos orgánicos e inorgánicos, que resultan nocivos para la vida de los ríos. De la misma manera, los sedimentos que ingresan al río por la generación de polvo de las minas de producción de pétreos pueden causar la disminución de invertebrados por daños de los apéndices respiratorios debido a la abrasión (Sutherland *et al.* 2002), además de la disminución de la heterogeneidad de hábitats por la acumulación de sedimentos finos que afectan directamente a la supervivencia de los organismos acuáticos (Wood & Armitage 1997).

En relación con el segundo objetivo para determinar el rol de la cobertura vegetal natural en el ecosistema acuático de los ríos altoandinos, el análisis de las regresiones múltiples de las escalas espaciales de la CVN, al evaluar la relación entre estos factores y la integridad de los ríos, encontramos diferencias importantes dependientes de las escalas espaciales. Así, cuando evaluamos las zonas alta y baja en un solo análisis, la CVN a la escala cuenca fue un buen predictor de la conductividad (e.g. a mayor CVN menor conductividad eléctrica de los ríos), mientras que la CVN a la escala local fue un buen predictor del índice ECOSTRIAND en los ríos (a mayor CVN local, mayor índice ECOSTRIAND). Este contraste espacial de escalas podría explicar la especificidad de la respuesta de las variables. De esta manera, la relación entre la escala de cuenca y la conductividad de los ríos podría deberse a que la CVN a mayor escala se relaciona con la hidrología y su influencia con la evapotranspiración, infiltración y escorrentía siendo esta escala un fuerte predictor de la carga de iones y nutrientes de los ríos (Allan 2004). Al contrario, la relación entre la escala local y el índice ECOSTRIAND podría explicarse por su fuerte relación con la vegetación de ribera ($ECOSTRIAND = QBRAnd + \text{índice ABI}$)

que influye en el porcentaje de sombra, la temperatura, la entrada de material alóctono a los ríos (Sponseller *et al.* 2001) y a los rasgos biológicos de las especies acuáticas (Richards *et al.* 1997).

Por otro lado, cuando evaluamos los modelos de las regresiones múltiples solamente para la zona baja o bosque de ceja andina, únicamente la CVN de la escala local fue moderadamente predictora del índice ECOSTRIAND en los ríos. Por lo tanto, es importante considerar que estos resultados sugieren que en la zona baja, el mantenimiento de la vegetación de ribera (CVN escala local) podría contribuir al mejoramiento de la integridad ecológica de los ríos. Adicionalmente, ¿por qué en la zona baja las escalas mayores como corredor y cuenca de CVN no son predictivas del estado de los ríos? Podríamos especular que las escalas mayores no predicen la integridad de nuestros ríos de ceja andina porque considerando nuestros resultados relacionados con el objetivo 1, que sugieren que la respuesta de integridad ecológica de los ríos está relacionada con los diferentes usos del suelo y, al tener un mayor número de usos de suelo en la zona baja, este mosaico de factores podrían influenciar a que la CVN de las escalas mayores no sean predictivas para la integridad de los ríos de la ceja andina en nuestra área de nuestro estudio.

En la zona alta, el páramo presentó menos intervenciones de uso de suelo comparado con los mosaicos de la zona baja. En este ecosistema las regresiones mostraron que la escala cuenca hídrica de CVN predijo la integridad de los ríos con la variable respuesta índice ECOSTRIAND. Este resultado es interesante porque muestra la importancia de la escala hídrica y de la vegetación de ribera por su estrecha relación con el índice ECOSTRIAND. Lo que puede sugerir que desde la perspectiva del paisaje fluvial

las escalas de CVN en el páramo podrían estar conectadas y actuar como filtros ambientales jerárquicos, donde la vegetación, el clima, la geología y topografía de las escalas más grandes, influyen en los procesos de las escalas pequeñas para mantener y crear los hábitats de los organismos acuáticos (Malmqvist 2002, Wiens 2002, Wang *et al.* 2006a). Por tanto, nuestros datos sugieren el potencial de la CVN del páramo, como una variable predictiva no solamente en términos de regulación hídrica y cantidad de agua (Buyaert 2006), como ha sido sugerido anteriormente, sino también de la integridad o calidad del ecosistema lótico.

Los resultados de las estimaciones espacio-temporales de la calidad del ecosistema acuático basadas en escenarios de cambio la CVN del páramo en la escala cuenca, mostraron una relación directa de a mayor superficie de CVN mejor calidad ecológica de los ríos. La integridad del ecosistema acuático de los ríos del páramo es susceptible a la conversión de la CVN a zonas intervenidas. Estos resultados confirman lo encontrado por Monaghan *et al.* (2000) y Bücken *et al.* (2010) que reportaron cambios mínimos en la estructura de los macroinvertebrados en cuencas altoandinas dominadas por vegetación natural. En consecuencia, conservar la CVN en el páramo es crítico para la integridad de los ríos, ya que de este ecosistema dependen un sinnúmero de especies acuáticas (muchas de ellas todavía desconocidas para la ciencia), y poblaciones humanas de las zonas altoandinas.

A pesar de la significancia estadística de nuestros resultados, es importante resaltar que los análisis provenientes de una sola cuenca, como los que presentamos aquí, deben ser tomados con cautela. Específicamente, los patrones que observamos no representan respuestas lineales, puesto que es probable que la multivariabilidad de factores como la

covariación de los gradientes antropogénicos y naturales, la resolución de las escalas, la historia del uso de suelo (Allan 2004, Wiens 2002) y la particularidad de las respuestas de los organismos relacionados con las escalas espacio temporales (Steel *et al.* 2010, Durance *et al.* 2006, Lowe *et al.* 2006), converjan de tal manera, que confundan la veracidad de la realidad. Asumimos también con estos resultados el hecho de que los usos de suelo seleccionados no son conjuntos aislados y específicos del paisaje, y que en ciertos casos como los poblados en la zona baja, representen efectos acumulativos de los usos de suelo de la zona alta. Consideramos también que la intensidad de cada uso así como los usos espaciales (ganadería/agricultura) y puntuales (minería, lubricadora y piscicultura) podrían influir en los resultados. Sin embargo, a pesar de la complejidad de este análisis, nos apoyamos en la confiabilidad y las probabilidades de ocurrencia que muestran los resultados de los ANOVA y las regresiones múltiples.

Conclusión

Debido a la importancia de la cobertura natural vegetal en la integridad de los ríos del páramo, y a que el ecosistema páramo se considera como un hotspot por su alto endemismo y diversidad, proponemos que este ecosistema podría manejarse como un “keystone site” (Lowe *et al.* 2006). Esto incluye la vinculación del componente terrestre y acuático en una nueva tendencia de manejo como son las “freshwater protected areas” (Abell *et al.* 2007) para priorizar la zonificación de los ecosistemas de aguas dulces como ríos, lagunas, humedales, zonas ribereñas y recarga de aguas subterráneas (Moilanen *et al.* 2008, Herbert *et al.* 2010). El diseño, planificación y manejo de estas áreas de protección incorporan patrones de diversidad y procesos ecológicos (Nel *et al.* 2009) a nivel de cuenca hídrica (Lowe *et al.* 2006), que es la escala en la que el manejo debería focalizarse

(Fausch *et al.* 2002) por las fuertes correlaciones demostradas de la escala cuenca con la integridad biótica de los ríos (Roth *et al.* 1996, Townsend *et al.* 2003).

Desde este punto de vista, ¿cómo interrelacionar la ciencia, la política, la administración pública y el público en general para conservar la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos? En primer lugar, el desarrollo del conocimiento científico juega un rol básico para el desarrollo de métodos para implementarlos en los procesos administrativos apoyados con los lineamientos de la política y de legislación ambiental (Moog & Chovanec 2000), como en este caso es el protocolo CERA para los ríos altoandinos (Acosta *et al.* 2009). Por otro lado, implementar un programa de monitoreo de la integridad ecológica de los ríos de estudio basado en invertebrados, podría ser una herramienta eficiente en cuanto a costo-beneficio, ya que esta información puede brindar criterios para medir la calidad de los ríos y tomar decisiones adecuadas para conservar estos ecosistemas (Boonsoong *et al.* 2010). Además, mantener informado al público sobre estos procesos, genera interés y responsabilidad por proteger los beneficios de los servicios de los ecosistemas acuáticos a la sociedad. El poder y decisión del público puede generar, comprometer y exigir programas tanto de conservación como de restauración de los ríos (Moog & Chovanec 2000; King *et al.* 2009). Finalmente, el aporte de esta investigación al conocimiento de la ecología acuática de los ríos altoandinos ha sido generar información sobre la influencia del uso del suelo en los ríos y la importancia de la CVN en la integridad ecológica de los ríos. De esta manera pretendemos contribuir a la conservación del ecosistema acuático de los ríos altoandinos.

Agradecimientos

Agradecemos a la Estación Científica Paluguillo y a The Nature Conservancy (Capítulo Ecuador), y a la Fundación Antisana por permitir que este estudio sea viable en la Reserva Paluguillo. A Braulio Catagña, Maribel Catagña, María del Rocío Arízaga y Juan Racines por su apoyo en el trabajo de campo. Al personal de la Universidad San Francisco de Quito, Fernanda González, Andrea Pihuave, Fernando Quizhpi y Natalia García del Laboratorio de Ecología Acuática, Daniela Almeida del Laboratorio de Química y Sonia Zapata del Instituto de Microbiología. A los revisores Esteban Suárez, Robert Hofstede y anónimos que mejoraron con sus comentarios este documento. Esta investigación fue financiada por la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID) con el proyecto Funcionalidad y Calidad Ecológica de Ríos Altoandinos (FUCARA D/011294/07 - D/016307/08), que ejecutan el Laboratorio de Ecología Acuática de la Universidad San Francisco de Quito y el Freshwater Ecology and Management Group de la Universitat de Barcelona.

Referencias

- Abell, R., J. D. Allan, and B. Lehner. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation* **134**:48-63.
- Acosta, R., B. Ríos, M. Rieradevall, and N. Prat. 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**:35-64.
- Allan, J. D., A. Brenner, J. Erazo, L. Fernandez, A. Flecker, D. Karwan, S. Segnini, and D. Taphorn. 2002. Land use in watersheds of the Venezuelan Andes: a comparative analysis. *Conservation Biology* **16**:527-538.
- Allan, J.D., and L. Johnson. 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* **37**:107-111.
- 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.
- APHA. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Twentieth Edition. American Public Health Association. Washington, D.C., USA.
- Barbour, M., and M. Paul. 2010. Adding value to water resource management through biological assessment of rivers. *Hydrobiologia* **651**:17-24.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, and J. B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Environmental Protection Agency. Office of Water. Second Edition. Washington, D.C., USA.
- Bendix, J., and M. D. Rafiqpoor. 2001. Studies on the thermal conditions of soil at the upper treeline in the Páramo de Papallacta (Eastern Cordillera of Ecuador). *Erdkunde* **55**:257-276.

- Boonsoong, B., N. Sangpradub, M. T. Barbour, and W. Simachaya. 2009. An implementation plan for using biological indicators to improve assessment of water quality in Thailand. *Environmental monitoring and assessment* **165**:205-215.
- Bücker, A., M. Sondermann, H. G. Frede, and L. Breuer. 2010. The influence of land-use on macroinvertebrate communities in montane tropical streams - a case study from Ecuador. *Fundamental and Applied Limnology* **177**:267-282.
- Bury, R. B. 1972. The effects of diesel fuel on a stream fauna. *Calif Fish Game* **58**:291-295.
- Buytaert, W., R. Célleri, B. De Bièvre, F. Cisneros, G. Wyseure, J. Deckers, and R. Hofstede. 2006. Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews* **79**:53-72.
- Buytaert, W., V. Iñiguez, and B. D. Bièvre. 2007. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo. *Forest Ecology and Management* **251**:22-30.
- Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley, and V. H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* **8**:559-568.
- Carrasco-Espinoza, M. C. 2008. *Integridad biótica y su aplicación a una propuesta de gestión para los ríos Tomebamba y Yanuncay en Cuenca, Ecuador*. MSc. Tesis, Universidad Autónoma de Querétaro, México.
- Clarke, K. R., and R. N. Gorley. 2006. *Primer v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E: Plymouth, USA.
- Dauer, D., J. Ranasinghe, and S. Weisberg. 2000. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. *Estuaries and Coasts* **23**:80-96.

- Dolédec, S., and B. Statzner. 2010. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **29**:286-311.
- Domínguez, E., and H. R. Fernández. 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán, Argentina.
- Domínguez, E., and H. R. Fernández. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Primera Edición. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.
- Durance, I., C. Lepichon, and S. Ormerod. 2006. Recognizing the importance of scale in the ecology and management of riverine fish. *River Research and Applications* **22**:1143-1152.
- Encalada, A., J. Calles, V. Ferreira, C. Canhoto, and M. Graça. 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology* **55**:1719-1733.
- Fausch, K. D., C. E. Torgersen, C. V. Baxter, and H. W. Li. 2002. Landscapes to Riverscapes: Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes *BioScience* **52**:483-498.
- Hauer, F. R., and G. A. Lamberti. 2006. *Methods in Stream Ecology*, 2 edition, London, UK.
- Heartsill-Scalley, T., and T. M. Aide. 2003. Riparian Vegetation and Stream Condition in a Tropical Agriculture-Secondary Forest Mosaic. *Ecological Applications* **13**:225-234.

- Herbert, M. E., P. B. McIntyre, P. J. Doran, J. D. Allan, and R. Abell. 2010. Terrestrial reserve networks do not adequately represent aquatic ecosystems. *Conservation Biology* **24**:1002:1011
- Hofstede, R. G. M. 1995. The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian páramo grasslands. *Plant and Soil* **173**:111-132.
- IGM. 1993. Instituto Geográfico Militar. Cartografía Provincia de Pichincha. Cartas de las localidades de: Pifo, Cerro Puntas, Burro Chupa y Laguna de Nunalviro. Escala 1:25.000 UTM zona 17 S. Quito, Ecuador.
- Jacobsen, D. 2003. Altitudinal changes in diversity of macroinvertebrates from small streams in the Ecuadorian Andes. *Archiv für Hydrobiologie* **158**:145-167.
- Jacobsen, D. 2004. Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. *Freshwater Biology* **49**:1293-1305.
- Jacobsen, D. 2008. Low oxygen pressure as a driving factor for the altitudinal decline in taxon richness of stream macroinvertebrates. *Oecologia* **154**:795-807.
- Jacobsen, D., R. Schultz, and A. Encalada. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology* **38**:247-261.
- Johnson, L., and G. Host. 2010. Recent developments in landscape approaches for the study of aquatic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* **29**:41-66.
- Josse, C., P. Mena, and G. Medina. 1999. *El Páramo como fuente de recursos hídricos*. Serie Páramo No. 3. Quito:GTP/Abya-Yala. 64 pp.
- Karr, J. R., and E. W. Chu. 1999. *Restoring Life in Running Waters*. Island Press. Washington D.C., USA.

- King, S. L., R. R. Sharitz, J. W. Groninger, and L. L. Battaglia. 2009. The ecology, restoration, and management of southeastern floodplain ecosystems: A synthesis. *Wetlands* **29**:624-634.
- Likens, G. E., F. H. Bormann, N. M. Johnson, D. W. Fisher, and R. S. Pierce. 1970. Effects of Forest Cutting and Herbicide Treatment on Nutrient Budgets in the Hubbard Brook Watershed-Ecosystem. *Ecological Monographs* **40**:23-47.
- Lowe, W. H., G. E. Likens, and M. E. Power. 2006. Linking Scales in Stream Ecology. *BioScience* **56**:591-597.
- Luteyn, J. L. 1992. Páramos: Why Study them? In Balslev, H. and Luteyn, J. L. (eds.). *Páramo: An Andean Ecosystem under Human Influence*. London: Academic Press. 1-14.
- Lytle, D., and B. Peckarsky. 2001. Spatial and temporal impacts of a diesel fuel spill on stream invertebrates. *Freshwater Biology* **46**:693-704.
- MAG/SigAgro. 2001. Mapa de cobertura vegetal y uso actual del suelo para la región Sierra. Quito, Ecuador.
- Malmqvist, B. 2002. Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology* **47**:679-694.
- Markov, A. A. 2006. Classical Text in Translation. An example of Statistical Investigation of the Text *Eugene Onegin* Concerning the Connection of Samples in Chains. *Science in Context* **19**:591-600.
- Merritt, R. W., and K. Cummins, W. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Third Edition. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa, USA.
- Moilanen, A., J. Leathwick, and J. Elith. 2008. A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biology* **53**:577-592.

- Monaghan, K., M. Peck, P. Brewin, M. Masiero, E. Zárate, P. Turcotte, and S. Ormerod. 2000. Macroinvertebrate distribution in Ecuadorian hill streams: the effects of altitude and land use. *Archiv für Hydrobiologie* **149**:421-440.
- Moog, O., and A. Chovanec. 2000. Assessing the ecological integrity of rivers: walking the line among ecological, political and administrative interests. *Hydrobiologia* **422**:99-109.
- Murphy, J., and J. P. Riley. 1962. Determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* **27**:31-36.
- Nakano, S., H. Miyasaka, and N. Kuhara. 1999. Terrestrial-aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. *Ecology* **80**:2435-2441.
- Nel, J. L., B. Reyers, D. J. Roux, and R. M. Cowling. 2009. Expanding protected areas beyond their terrestrial comfort zone: identifying spatial options for river conservation. *Biological Conservation* **142**:1605-1616.
- Niyogi, D., M. Koren, C. Arbuckle, and C. Townsend. 2007. Stream Communities Along a Catchment Land-Use Gradient: Subsidy-Stress Responses to Pastoral Development. *Environmental Management* **39**:213-225.
- Paegelow, M., and M. Olmedo. 2005. Possibilities and limits of prospective GIS land cover modelling—a compared case study: Garrotxes (France) and Alta Alpujarra Granadina (Spain). *International Journal of Geographical Information Science* **19**:697-722.
- Paul, M., and J. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**:333-365.
- Pedersen, M. L., and N. Friberg. 2009. Influence of disturbance on habitats and biological communities in lowland streams. *Fundamental and Applied Limnology* **174**:27-41.

- Phillips, S., R. Anderson, and R. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling* **190**:231-259.
- Phillips, S., and M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* **31**:161-175.
- Podwojewski, P., and J. Poulenard. 2000. *Los Suelos de los Páramos del Ecuador. En Los Suelos del Páramo. Serie Páramo 5 GTP/Abya Yala. Quito, Ecuador.*
- Pronareg/Orstom. 1977. *Mapa de uso actual del suelo y formaciones vegetales. Cartas Sangolquí y Oyacachi. Ministerio de Agricultura y Ganadería. Quito, Ecuador.*
- PSA/DMQ. 2009. Programa de Saneamiento Ambiental para el Distrito Metropolitano de Quito. *Mapa de uso y cobertura vegetal 1:5000. Plan de manejo sector Paluguillo. Quito, Ecuador.*
- Quinn, G. P., and M. J. Keough. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists. Cambridge University Press. Cambridge, UK.*
- Richards, C., R. Haro, L. Johnson, and G. Host. 1997. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* **37**:219-230.
- Ríos-Touma, B., A. Encalada, and N. Fornells. 2009. Leaf Litter Dynamics and Its Use by Invertebrates in a High-Altitude Tropical Andean Stream. *International Review of Hydrobiology* **94**:357-371.
- Rodríguez, F., I. Murillo, L. Mejía, N. Narváez, G. Díaz, and R. Lasso. 2009. *Plan de Manejo del Sector de Paluguillo. Programa de Saneamiento Ambiental (PSA), Fundación Antisana. Quito, Ecuador.*
- Roldán, G. 2003. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Colombia. Antioquia, Colombia*

- Roth, N., J. Allan, and D. Erickson. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* **11**:141-156.
- Roy, A., A. Rosemond, M. Paul, D. Leigh, and J. Wallace. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA). *Freshwater Biology* **48**:329-346.
- Sarmiento, F. O. 2002. Anthropogenic Change in the Landscapes of Highland Ecuador. *Geographical Review* **92**:213-234.
- Shandas, V., and M. Alberti. 2009. Exploring the role of vegetation fragmentation on aquatic conditions: Linking upland with riparian areas in Puget Sound lowland streams. *Landscape and Urban Planning* **90**:66-75.
- Sierra, R. 1999. *Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental*. Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia. Quito, Ecuador.
- Singh, A. K., and J. P. Gaur. 1989. Algal epilithon and water quality of a stream receiving oil refinery effluent. *Hydrobiologia* **184**:193-199.
- Snyder, C., J. Young, R. Vilella, and D. Lemarie. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology* **18**:647-664.
- Sponseller, R., E. Benfield, and H. Valett. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* **46**:1409-1424.
- Stanford, J. A. 2006. *Landscapes and riverscapes*. In Hauer, F. R., and G. A. Lamberti. (eds.). *Methods in Stream Ecology*, 2 edition, London, U.K.

- Steel, E., R. Hughes, A. Fullerton, S. Schmutz, J. Young, M. Fukushima, S. Muhar, M. Poppe, B. Feist, and C. Trautwein. 2010. " Are We Meeting the Challenges of Landscape-Scale Riverine Research? *A Review. Living Reviews in Landscape Research* **4**:1-60.
- Stone, M., and J. Wallace. 1998. Long-term recovery of a mountain stream from clear-cut logging: the effects of forest succession on benthic invertebrate community structure. *Freshwater Biology* **39**:151-169.
- Suárez, E. R., and G. Medina. 2001. Vegetation structure and soil properties in Ecuadorian páramo grasslands with different histories of burning and grazing. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* **33**:158-164.
- Sutherland, A., J. Meyer, and E. Gardiner. 2002. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. *Freshwater Biology* **47**:1791-1805.
- Townsend, C., S. Dolédec, R. Norris, K. Peacock, and C. Arbuckle. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology* **48**:768-785.
- Townsend, C., B. Downes, K. Peacock, C. Arbuckle, and K. Sandby. 2004. Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. *Freshwater Biology* **49**:448-462.
- TULAS. 2003. *Texto Unificado de Legislación Ambiental. Libro VI. De la Calidad Ambiental*. En: Legislación Ambiental. Control y Prevención de la Contaminación. Tomo V. Primera edición. Legislación Codificada. Quito, Ecuador.
- Van Sickle, J., J. Baker, A. Herlihy, P. Bayley, S. Gregory, P. Haggerty, L. Ashkenas, and J. Li. 2004. Projecting the Biological Condition of Streams under Alternative Scenarios of Human Land Use. *Ecological Applications* **14**:368-380.

- Wang, L., P. Seelbach, and R. Hughes. 2006a. Introduction to landscape influences on stream habitats and biological assemblages. *In American Fisheries Society Symposium* **48**:1–23, 2006
- Wang, L., P. Seelbach, J. Lyons, and R. Hughes. 2006b. Effects of levels of human disturbance on the influence of catchment, riparian, and reach-scale factors on fish assemblages. *In American Fisheries Society Symposium*. **48**:199-219.
- Wiens, J. A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* **47**:501-515.
- Wood, P., and P. Armitage. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* **21**:203-217.