

**UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO  
COLEGIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES**

**Evaluación de la calidad de agua e integridad ecológica de ríos  
altoandinos manejados por el FONAG**

**María Cristina de la Paz  
Andrea Encalada, Ph.D., Directora de Tesis**

Tesis de grado presentada como requisito para la obtención  
del título de Licenciada en Biología

Quito, Diciembre 2012

© DERECHOS DE AUTOR

Por medio del presente documento certifico que he leído la Política de Propiedad Intelectual de la Universidad San Francisco de Quito y estoy de acuerdo con su contenido, por lo que los derechos de propiedad intelectual del presente trabajo de investigación quedan sujetos a lo dispuesto en la Política.

Asimismo, autorizo a la USFQ para que realice la digitalización y publicación de este trabajo de investigación en el repositorio virtual, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Firma:

-----

Nombre: Cristina de la Paz

C. I.: 171246231-4

Fecha: Diciembre del 2012

**Universidad San Francisco de Quito**  
Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales

HOJA DE APROBACIÓN DE TESIS

**Evaluación de la calidad de agua e integridad ecológica de ríos altoandinos  
manejados por el FONAG**

**M. Cristina de la Paz**

Andrea Encalada Ph.D.  
Director de tesis

  
.....

David Romo Ph.D.  
Miembro del comité de tesis

  
.....

Esteban Suárez Ph.D.  
Miembro del comité de tesis

  
.....

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

  
.....

Quito, diciembre 2012

## **AGRADECIMIENTOS**

A The Nature Conservancy por ser los promotores del estudio.

Al Laboratorio de Ecología Acuática por permitirme ser parte del estudio.

A Andrea Encalada, por ser mi directora, por el tiempo invertido, por introducirme al fascinante mundo de la ecología acuática y enseñarme la importancia de cuidar la compleja vida en nuestros ríos.

A mi familia por su apoyo incondicional.

## RESUMEN

Los ecosistemas fluviales alto-andinos se originan en los páramos, y son la fuente principal de agua para la ciudad de Quito. Por eso la protección de estos ecosistemas es una necesidad no sólo ecológica sino también social. El objetivo fue de analizar si las estrategias de conservación del Fondo para la protección de agua de Quito (FONAG), han mejorado la calidad de agua e integridad ecológica de los ríos altoandinos. Se siguió un diseño pareado, donde se evaluaron dos ríos en siete zonas (total 14 ríos), uno proveniente de un área con manejo de FONAG y otro similar, de un área sin manejo. Además se escogió otro río (referencia) en una zona prístina. Se evaluaron parámetros físico-químicos, biológicos y ecológicos. Los resultados del análisis global indican que cuatro de siete ríos con manejo mejoraron vs. ríos sin manejo, el resto no cambiaron. No obstante, todos los ríos con manejo mostraron diferencias significativas de: mejora del índice de Calidad de la Ribera, e índice de Hábitat Fluvial, y disminución del índice de Erosión de la Ribera y temperatura del agua. El programa de Vigilancia muestra mejoras a diferencia del programa de Restauración. Este estudio muestra el impacto positivo de los programas en en la calidad del agua e integridad ecológica de ríos alto-andinos. Se recomienda realizar monitoreo continuo para analizar las tendencias temporales de los ecosistemas fluviales alto-andinos.

## ABSTRACT

High-Andes fluvial ecosystems are originated in *paramos* and are the main water source for Quito city. This is why the protection of these ecosystems is not only an ecological, but social necessity too. The objective was to analyze if FONAG (Water protection fund) conservation strategies have improved the water quality and ecological integrity of high-Andean rivers. We used a paired design to monitor two rivers at seven sites (14 rivers), one coming from a FONAG managed area and another similar, coming from a non-managed area. Another river was selected as reference for its pristine conditions. Physical, chemical, biological and ecological parameters were assessed. The results of the global analysis showed that four out of the seven rivers with management improved vs. non-managed rivers, the rest showed no change. Nevertheless all managed rivers showed significant differences on: better Riverside Vegetation Quality Index, Fluvial Habitat Index and decrease of the Bank Erosion Hazardous Index and water Temperature. The Vigilance program showed an improvement in water quality as opposed to the Restoration program. This study demonstrates the positive impact of conservation programs in water quality and ecological integrity of the high Andean rivers. It is recommended to make continuous monitoring to analyze temporal tendencies of fluvial high Andean ecosystems.

## CONTENIDO

<b>Introducción</b>	1
<b>Área de estudio</b>	3
<b>Materiales y métodos</b>	7
<b>Análisis estadístico</b>	11
<b>Resultados</b>	13
<b>Discusión</b>	22
<b>Conclusiones y recomendaciones</b>	27
<b>Referencias</b>	28

### FIGURAS

<b>Fig. 1.</b> Mapa área de estudio	6
<b>Fig. 2.</b> Análisis de escalas multidimensionales no métricas (nMDS)	14
<b>Fig. 3.</b> Variables manejo vs. sino manejo	16
<b>Fig. 4.</b> Análisis de componentes principales (PCA)	17
<b>Fig. 5.</b> Variables significativas manejo vs. sin manejo	19
<b>Fig. 6.</b> Nitratos RCV vs. VMAP	20
<b>Fig. 7.</b> Correlaciones de Pearson	21

### TABLAS

<b>Tabla. 1.</b> Variables de ejes de PCA	18
<b>Tabla. 2.</b> Puntaje de Análisis Multimétrico	22

## ANEXOS

<b>Anexo 1.</b> Descripción y características del área de estudio	34
<b>Anexo 2.</b> Índice Biótico Andino	35
<b>Anexo 3.</b> Índice de Calidad de la Vegetación de la Ribera	36
<b>Anexo 4.</b> Índice del Hábitat Fluvial	37
<b>Anexo 5.</b> Índice de Erosión de las Riberas o bancos	38
<b>Anexo 6.</b> Análisis Multimétrico	39

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas fluviales altoandinos son particularmente importantes para los sectores rurales y urbanos, siendo las principales fuentes de suministro de agua (Acosta *et al.*, 2009). En América del Sur, los conflictos por la explotación de los recursos son muy frecuentes (Parra, 1992) y la constante degradación de los ecosistemas, en especial acuáticos, son inminentes (Pringle *et al.*, 2000). Es por esto que la conservación de las zonas donde se originan los ríos altoandinos no es sólo una necesidad ecológica, sino también social.

Los ríos altoandinos se originan de los ecosistemas de páramo, predominante en los Andes del Norte, y se encuentran sobre los 2500m de altitud. Estos ecosistemas son altos en biodiversidad, endemismo y funcionalmente estratégicos porque sirven como estabilizadores de suelos, acumuladores de carbono y reguladores hídricos (Josse, Mena & Medina, 1999). Éste último punto es sumamente importante, ya que los páramos se consideran como sistemas reguladores del ciclo hidrológico debido a la interacción de sus condiciones climáticas de bajas temperaturas y grandes alturas, así como por la vegetación y riqueza orgánica de sus suelos (Josse & Mena, 1999). No obstante, los páramos son ecosistemas frágiles y se pueden ver muy afectados por presiones, como la modificación del uso del suelo y cobertura vegetal, presiones que se ha demostrado, resultan en efectos negativos sobre la calidad de agua y el flujo de los ríos (Ordóñez, 2010). Las presiones sobre los ecosistemas sigue en aumento y los impactos antropogénicos de estas modificaciones no sólo afectan a los ríos locales sino también río abajo y a sus usuarios. Es por esto que un mejor manejo integral de las cuencas hídricas y diferentes estrategias de conservación de áreas de páramo se ha vuelto una necesidad para la ciudad de Quito y sus áreas de influencia.

The Nature Conservancy (TNC) y sus socios (entidades públicas y privadas) crearon un nuevo mecanismo fiduciario de conservación llamado “Fondos de Agua” que tiene el objetivo de involucrar a las poblaciones humanas en la conservación de las cuencas abastecedoras de agua de las que dependen directamente (Goldman *et al.*, 2010). El primero fondo para la protección del agua (FONAG), creado en el 2000 para la ciudad de Quito, Ecuador, se inició como proyecto piloto para la región Andina. Se trata de un fondo de agua patrimonial privado con una vida útil de 80 años que opera a través de un fideicomiso mercantil que destina los réditos para proyectos y programas de rehabilitación, conservación y manejo de las cuencas hídricas que abastecen el agua para necesidades humanas y productivas de los habitantes del Distrito Metropolitano de Quito y sus áreas de influencia (FONAG, 2011).

El FONAG trabaja para lograr el suministro, de suficiente cantidad y calidad de agua, por medio de múltiples estrategias orientadas al cuidado de las cuencas hídricas para lograr la regeneración natural del recurso a mediano plazo (Goldman, 2010). En este estudio se evaluarán principalmente dos estrategias de conservación: 1. Programa de Recuperación de Cobertura vegetal (RCV) y 2. Programa de Vigilancia y Monitoreo de áreas protegidas (VMAP). Al cumplirse diez años de trabajo del FONAG, TNC estuvo interesada en evaluar la efectividad de las estrategias de conservación y protección implementadas por el Fondo, en términos de mejorar la calidad del agua en sus zonas de influencia; por lo cual se condujo el estudio con el Laboratorio de Ecología Acuática de la Universidad San Francisco de Quito (LEAS-USFQ).

El objetivo principal de este estudio fue determinar si la calidad de agua e integridad ecológica de ríos que provienen de zonas manejados por FONAG se encuentra en mejor estado a comparación de ríos similares en zonas sin manejo, con

el fin de determinar si las estrategias de conservación de FONAG son efectivas. Los objetivos específicos fueron encontrar diferencias de mayor eficacia entre los dos tipos de manejo (RCV y VMAP) e interpretar posibles relaciones entre las variables estudiadas. Para la evaluación de la calidad de agua, se utilizó una combinación de parámetros para determinar el estado integral de los ríos por medio del muestreo de variables físicas, químicas, biológicas y ecológicas (Carrera & Gunkel, 2003).

Este estudio estableció una línea base de monitoreo en los lugares seleccionados para determinar el impacto de FONAG. Se intentó hacer un monitoreo que envuelva todos los componentes que influyen en la calidad de agua. El monitoreo de variables físico-químicas es muy útil ya que muestra las condiciones puntuales del río y detalla variaciones físicas o químicas precisas (eg. Elevado contenido de nitratos), de todas maneras estas variaciones pueden ser a veces esporádicas y no reflejar el estado de la calidad del agua a lo largo del tiempo. Es por esto que el monitoreo biológico o biomonitoreo, que utiliza indicadores biológicos para determinar la calidad de agua, es complementario y muy importante para la evaluación de la calidad de agua. Los bioindicadores tienen una alta habilidad para proporcionar información y de facilitar el diagnóstico de los componentes que condicionan el estado del río (Beauchard *et al.*, 2003). Esto es debido a que “absorben” toda la variedad de factores que se presentan a lo largo del tiempo y que resultan en el estado actual de su presencia en el medio. Finalmente, el monitoreo ecológico es el tercer elemento que asegura determinar la calidad integral del ecosistema fluvial.

## ÁREA DE ESTUDIO

Este estudio se condujo dentro de las áreas de influencia del FONAG, que cubren diversas zonas alto-andinas (sobre los 2800m.s.n.m.) que se caracterizan por estar en gradientes montañosas. Algunas áreas están dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) o en sus respectivas zonas de amortiguamiento. Los estudios se condujeron en ocho zonas de la vertiente nororiental de la Cordillera de los Andes en las provincias de Pichincha y Napo en el Ecuador. Los sitios de influencia de FONAG en las que se condujo el estudio fueron: El Tambo, Muertepungo, El Carmen, Oyacachi, Chumillos, Cuyuja, Curiquingue y Paluguillo.

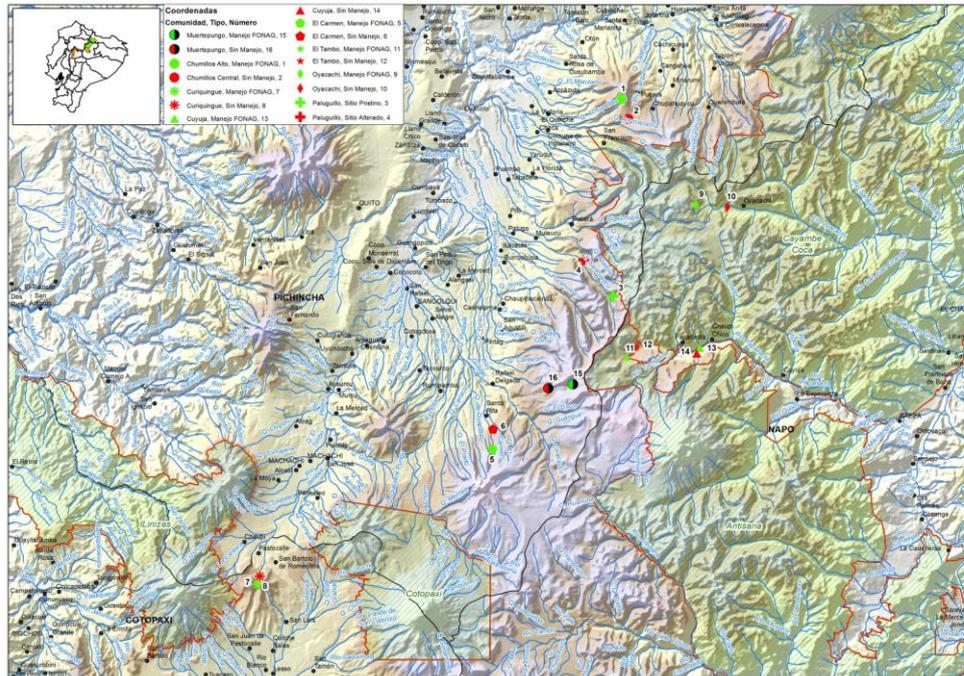
El Tambo, Muertepungo y El Carmen se encuentran dentro de la Reserva Ecológica Antisana (REA), que está ubicada en las provincias de Pichincha y Napo, en la vertiente oriental de la Cordillera de los Andes (Fig. 1). La REA tiene una superficie de 120.000 ha y forma parte de las cuencas altas de los ríos Napo y Esmeraldas, los cuáles drenan regiones consideradas como un “hotspots” de biodiversidad. Además, esta reserva es rica en recursos hídricos y en ella se originan tres ríos principales: Antisana, Tambo, y Papallacta (FONAG, 2011).

Oyacachi se encuentra dentro del Parque Nacional Cayambe-Coca (PNCC) que comprende un área de 403.103 ha. El Parque está localizado entre las provincias de Imbabura, Pichincha, Napo y Sucumbíos y protege las cabeceras de algunas de las principales cuencas del país como la de Esmeraldas, Chota y Mira, en el noroccidente, y Papallacta, Cosanga, Quijos, Oyacachi, Salado, Coca, Aguarico, Napo y Pastaza, en la Amazonía norte y sur (FONAG, 2011). Los sitios de

Chumillos, Cuyuja y Palugillo forman parte del área de amortiguamiento de este Parque Nacional (Fig. 1).

Curiquingue se encuentra dentro del área de amortiguamiento de la Reserva Ecológica los Ilinizas. Por el área cruzan los ríos que abastecen de agua a Machachi, Latacunga y parte de Quito. Existe una gran actividad industrial abastecida por la captación de manantiales y vertientes subterráneas de agua mineral que proviene de los glaciares del Cotopaxi. De esta zona nacen los ríos Pita y San Pedro que luego desembocan en el Guayllabamba y se dirigen al océano Pacífico (FONAG, 2011).

Por último Palugillo fue la octava zona que se incorporó como control positivo (río de referencia), ya que carece de la influencia de FONAG (Fig. 1). También se encuentra en la cordillera nororiental de los andes ecuatorianos, y está entre las zonas de amortiguamiento de la Reserva Ecológica Antisana y Parque Nacional Cotopaxi. Los muestreos se llevaron a cabo en los meses de abril, mayo y junio. Se puede ver a más detalle la descripción de los lugares y sus características específicas en el Anexo 1 y Fig. 1.



**Fig. 1.** Mapa de lugares de estudio en zonas altoandinas orientales de Ecuador.

### Programas de FONAG:

#### **1. Programa de Recuperación de Cobertura Vegetal (RCV).**

Tiene como objetivo recuperar la estructura y la composición de la vegetación natural así como las propiedades del suelo por medio de la exclusión de diferentes actividades antropogénicas (e.g. ganadería, quemas, agricultura) por medio de acciones de reforestación en las áreas de recuperación para el establecimiento de parches de bosques, así como la construcción de cercas para protección de áreas de ribera de los ríos y la reducción de la erosión provocada por el ganado (FONAG, 2011).

#### **2. Programa de Vigilancia y Monitoreo de Áreas Protegidas (VMAP):**

Tiene como objetivo contribuir al manejo de las áreas protegidas que incluye un manejo integral con un programa de veduría por parte de la comunidad, la

contratación de guardaparques comunitarios, capacitación e integración de las comunidades para el cuidado y mejor manejo de las tierras del páramo y generación de actividades productivas alternativa (FONAG, 2011).

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### Diseño general

Se siguió un diseño pareado para la comparación de ríos en cada sitio de estudio, uno que se encuentre en una zona con manejo de FONAG y otro, relativamente similar, en la misma zona, pero sin manejo, a fin de poder comparar si las acciones de conservación muestran diferencias en la calidad de agua e integridad ecológica entre ríos de manejo y sin manejo. Además, se seleccionó un río en una zona en excelente estado de conservación y sin intervención de FONAG (prístino), a fin de tener una referencia de lo que se espera en cuanto a calidad de agua. En total, se escogieron ocho zonas (siete de con y sin intervención y una zona de referencia), dando un total de 15 ríos muestreados (14 de las zonas con y sin intervención y un río de referencia).

Los criterios de selección que se siguieron para estandarizar las muestras fueron los siguientes: el rango de la diferencia altitudinal entre los arroyos no sobrepasó los 500 m.s.n.m., se intentó escoger arroyos representativos sin particularidades o con pronunciadas alteraciones antropogénicas (e.g. de origen volcánico, influencia minera) y que sean de fácil acceso. En cada arroyo (manejo, sin manejo y prístino) se definieron transectos de máximo 100 m, donde se tomaron las muestras y midieron los parámetros. Para determinar la calidad de agua, e integridad ecológica se muestrearon parámetros biológicos, físico-químicos y ecológicos.

Es importante mencionar que las áreas no manejadas, es donde generalmente se encuentran las comunidades que utilizan las tierras para sus actividades. Las actividades principales, para la mayoría de los sitios de estudio son la ganadería y la agricultura. Además, existe piscicultura, modificación del canal natural para captación de agua, introducción de especies vegetales y animales, deforestación, contaminación con basura, detergentes, desechos, pesticidas, entre otras.

#### Muestreo parámetros biológicos

Primero se hizo un muestreo de macroinvertebrados bentónicos. Para obtener muestras cuantitativas de invertebrados, se tomaron cuatro muestras aleatorias en cada transecto por 30s usando una red *Surber* (30 x 30cm de área, malla con un ojo de luz de 250  $\mu$ m de diámetro), las muestras se tomaron en rápidos con profundidad del cauce de máximo 40cm de alto. También se utilizó una red de mano para obtener una muestra cualitativa (malla con un ojo de luz de 250  $\mu$ m de diámetro), durante 2min, intentando incorporar todas los diferentes hábitats del afluente. Se colectaron un total de 75 muestras. Las muestras de los macroinvertebrados fueron guardadas en frascos con alcohol al 90% y formol. Para los análisis microbiológicos y ver la presencia de Coliformes fecales, totales y *E. coli*, se tomaron tres muestras de agua en recipientes esterilizados de 250ml y fueron analizados en el laboratorio de Microbiología de la Universidad San Francisco de Quito. Los microorganismos patógenos son indicadores de la presencia (en concentración) de desechos fecales de animales y humanos (Encalada *et al.*, 2011c).

#### Parámetros ecológicos

En cada río se utilizaron índices para analizar la integridad ecológica de los mismos. Una vez identificados los macroinvertebrados en el laboratorio hasta nivel de familia, usando claves taxonómicas para la región (Domínguez y Fernández, 2009), se calculó el “índice Biótico Andino” (ABI) de Ríos-Touma *et al.* (sometido) (Anexo 2), una adaptación del “Biological Monitoring Working Party” (BMWP) de Armitage *et al.* (1983), que fue modificado para las zonas andinas sobre los 2000m.s.n.m. (Acosta *et al.*, 2009). Éste índice asigna valores a cada familia, según su tolerancia a las condiciones ambientales; las calificaciones se suman y el resultado atribuye a un nivel de calidad de agua. Su puntuación va del 1 al 100 y los valores mayores a 96 indican una excelente calidad de agua, mientras valores menores a 14 indican un pésimo estado.

Adicionalmente se utilizó el “Índice de la vegetación del la Ribera” (QBR-*And*) (Anexo 3) que también asigna un valor final según la integridad de la vegetación. Este índice también es una modificación a partir del índice QBR de Munné *et al.*, 1998a; Munné *et al.*, 2003, por Acosta *et al.* (2009) para la vegetación altoandina. La vegetación de ribera influencia en la calidad y naturaleza del ingreso de materia orgánica de los ríos (base energética importante de la cadena alimenticia), en la química del agua, capacidad de retención de nutrientes, morfología física del canal del río e inclusive en la estructura de los patrones de drenaje (Giller & Malmqvist, 2000). El índice considera ciertas características como el grado de cubierta de la ribera, estructura de la cubierta, calidad de la cubierta y grado de naturalidad del canal fluvial. Su puntuación va del 0 al 100, donde 100 corresponde a una ribera perfectamente conservada (Suárez *et al.*, 2002). Los valores que representan la máxima calidad de estado QBR-*And* son

los valores igual o mayores que 96 puntos, mientras que para que se considere de mala calidad, un sitio debe tener un puntaje menor o igual a 50 puntos.

Es importante valorar el hábitat físico que alberga una fauna determinada ya que muchas especies son especialistas de cierto tipo de hábitat (Allan y Castillo, 2007), por eso se usó el “Índice de calidad de Hábitat Fluvial” (IHF, Pardo *et al.*, 2002) (Anexo 4). El índice evalúa la heterogeneidad de hábitats o diversidad de estructuras, así como aspectos físicos como la frecuencia de rápidos, la existencia de distintos regímenes de velocidad y profundidad, el grado de inclusión y sedimentación en pozas, y la diversidad y representación de sustratos; todos estas características son evaluadas en campo y valoradas. La puntuación final nunca puede ser mayor que 100, y se ha establecido que los valores del IHF por debajo de 40 indican serían limitaciones de la calidad del hábitat para la conformación de una comunidad bentónica diversa, siendo el óptimo superior a 75 puntos, donde encontraríamos mayor heterogeneidad y por lo tanto mayor diversidad (Pardo *et al.*, 2002).

#### Parámetros físico-químicos

Se tomaron tres muestras de agua para analizar el contenido de nutrientes (nitritos, nitratos, amonio, fosfatos y sulfatos) en envases (500ml/muestra) que se mantuvieron congelados hasta su posterior análisis. Tres muestras de agua adicionales (500ml/muestra) se tomaron para analizar el contenido de sedimentos suspendidos, se utilizó el método de filtración con filtros pre-pesados de microfibras (Whatman Glass GF/F, 47 mm de diámetro), utilizando una bomba de mano (Mityvac, modelo 6206, EU). Para la estimación de concentración de sedimentos, los filtros fueron secados en un horno a 55°C durante 24hrs, se pesaron para determinar el porcentaje de peso

total y finalmente incinerados en un horno mufla a 550 °C durante 3hrs, se pesaron nuevamente para determinar el porcentaje de partículas inorgánicas en las muestras. Se utilizaron medidores portátiles (YSI, modelo 63 y 550A) para medir *in situ* la temperatura, conductividad, pH, O<sub>2</sub> disuelto y saturación de O<sub>2</sub>. La erosión del lecho del río es un proceso natural de cada cuenca. Sin embargo, algunas actividades antropogénicas (*e.g.* deforestación, prácticas agrarias incorrectas) pueden causar un incremento de la erosión, ocasionando impactos en el funcionamiento biológico y físico de los ríos (Guerrero, 2005). Para determinar el índice de erosión del lecho del río utilizamos el “Índice de Erosión de la Ribera (BEHI) (Anexo 5) que genera una categoría de erosión para cada arroyo por medio de una puntuación. Los valores menores a 5.8 muestran una erosión muy baja, mientras que los valores más altos hasta llegar entre 34.1 y 40 que indica un índice de erosión extremo.

La historia de las condiciones y actividades antropogénicas previas y actuales de cada zona, el número de años de manejo, tipo de manejo, así como las comunidades aledañas también fueron variables tomadas en cuenta para entender más sobre el estado de la calidad de agua actual de cada arroyo de manejo y lograr comparar con arroyos similares sin manejo.

## **ANÁLISI ESTADÍSTICO**

### Parámetros biológicos y ecológicos

Para determinar el patrón de similitud biológica según la composición de las comunidades de invertebrados acuáticos entre los ríos de manejo y sin manejo, se hizo un Análisis de Escalas Dimensionales no-Métricas (nMDS)

utilizando el software Primer v6 (© PRIMER-E Ltd, 2006), que provee un plot, en el cual los objetos con diferencias son colocados distantes en el espacio de ordenación, mientras que los objetos similares son colocados cerca (Gotelli y Ellison, 2004). Se siguió el análisis de DIVERSE (PRIMER 6) el cual calculó los índices de Fisher, Shannon-Weaver y Simpson (1-D) para ver la diversidad de las comunidades en cada río. Además se hizo la prueba de similaridad de Bray-Curtis (PRIMER 6) comparando las abundancias de cada familia. También se calculó la abundancia promedio (suma de los individuos de cada familia por muestra surber), densidad promedio (# de individuos por  $\text{m}^2$ ), riqueza total (# total de familias, incluyendo la red de mano) de las comunidades de cada arroyo. A éstas últimas variables, así como a los índices de diversidad se les sometió a una prueba de ANOVA de dos vías donde se trató de ver diferencias significativas, y luego se hizo una prueba de Post Hoc Tukey para ver en cuáles ríos específicamente se podría encontrar significancia.

#### Parámetros físico-químicos

Se hizo un Análisis de Componentes Principales (PCA) que ordena a las variables y les designa un valor en función de su nivel de contribución (PRIMER 6). En éste análisis se trataba de ver si por la organización espacial, se tendían a separar los ríos de manejo y no manejo. Se condujo un Análisis de Similitud (ANOSIM) para ver el nivel de significancia, es una prueba análoga al Análisis de Varianza (ANOVA) que ensaya las diferencias entre grupos, entre Manejo y Sin manejo (PRIMER 6). También se hizo una prueba de Contribución de Similitud de las Variables para ver con qué porcentaje las variables contribuían a la similitud entre ríos de manejo y sin manejo (SIMPER). Se probaron con las variables más importantes correlaciones de

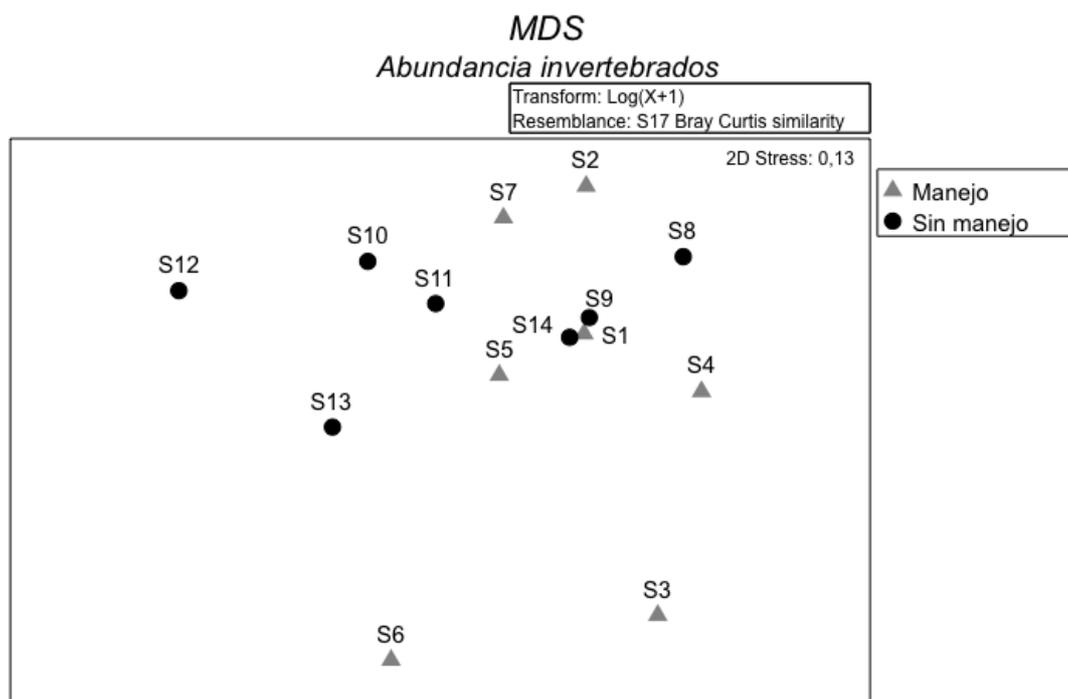
Pearson para tratar de encontrar una asociación entre las variables por medio de una correlación significativa (MINITAB). Debido a que las especies raras (singletons y doubletons) son también indicadores de degradación de muchos grupos acuáticos (Cao *et al.*, 1998), se calculó la presencia de las taxas raras en los ríos de manejo y sin manejo.

A todas las variables se les sometió a una prueba de normalidad de Anderson-Darling, y a los no normales, se sometió a una transformación (raíz cuadrada, raíz cuarta o  $\log(x+1)$ ). Luego se hicieron pruebas de ANOVA de una vía con todas las variables paramétricas y de Kruskal- Wallis a las no paramétricas, comparando entre arroyos de manejo y sin manejo para ver si existen diferencias significativas.

Por último, se hizo un Análisis Multimétrico para evaluar la calidad ecológica de los arroyos en una perspectiva global. Éste análisis incluyó a todos los parámetros, físicos, químicos y biológicos, así como a los índices QBR-*And*, IHF, BEHI, ABI, de biodiversidad de Shannon-Weaver, Simpson y Fisher. A cada métrica se le asignó un valor ponderado (para ver el cambio del río sin manejo con respecto al río con manejo), donde se asignaba el valor de 5 cuando se veía una mejora en la calidad de agua de ríos con manejo, el valor de 3 cuando no había cambio y 1 cuando existía una desmejora (Prat *et al.*, 2008 y Castillo, 2010).

## RESULTADOS

Según nuestro análisis de MDS, no se encontró un agrupamiento claro de las comunidades según su estructura entre ríos de manejo y sin manejo (Fig. 2).



**Fig. 2.** Resultados de la agrupación de los invertebrados según su abundancia en arroyos de manejo y sin manejo, por medio de las escalas multidimensionales no métricas (MDS).

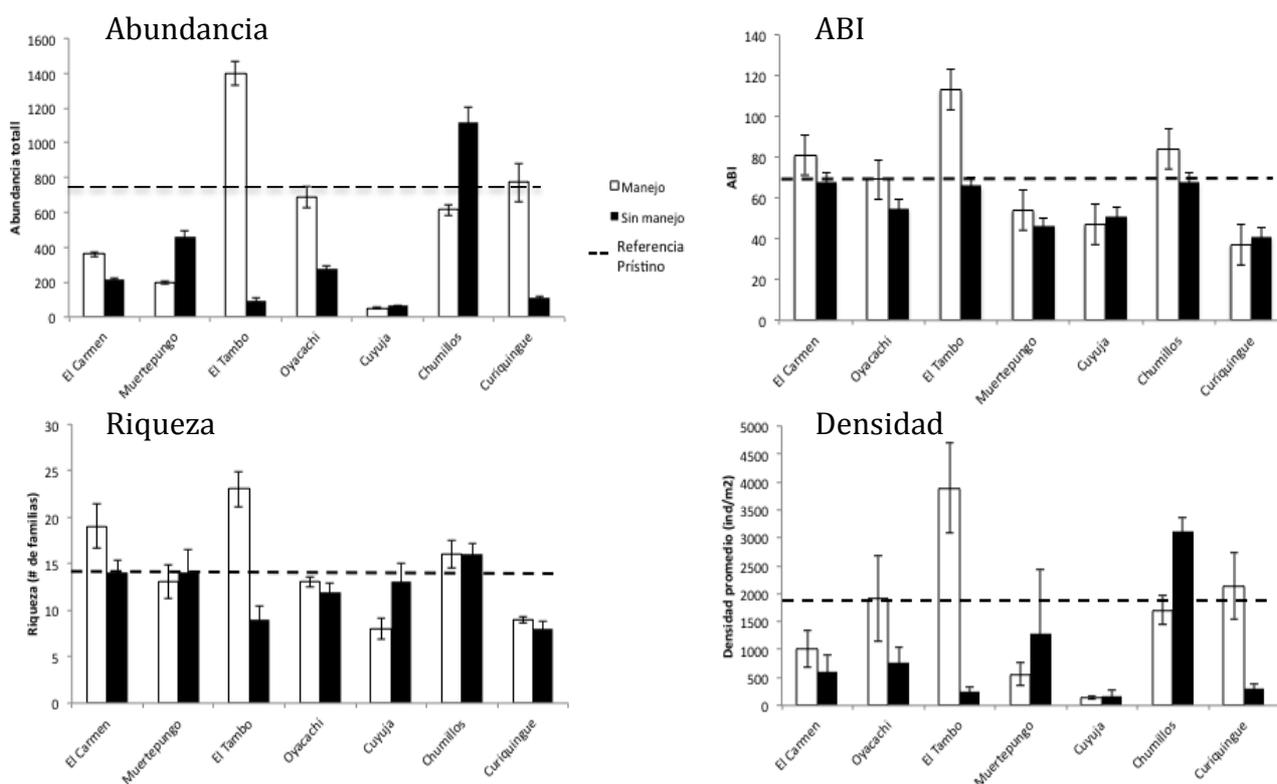
Se encontraron en los arroyos con Manejo seis familias únicas:

Anomalopsychidae, Helicopsychidae, Leptophlebiidae, Glossosomatidae, Dolichopodidae y Tabanidae. Las tres primeras tienen una puntuación de 10, según el índice biótico andino (ABI), siendo excelentes indicadores de la calidad de agua en los arroyos, las siguientes tres tienen puntuaciones de 7, 4 y 4 respectivamente. En los arroyos sin manejo también se encontraron especies únicas, siendo éstas sólo tres: Leptoceridae, Leptohyphidae y Ptilodactylidae, y sus respectivas puntuaciones ABI de 8, 7 y 5, siendo las dos primeras buenas indicadoras.

Según el análisis de varianza (ANOVA) de dos vías que se sometió a la abundancia, al índice ABI, a la riqueza, densidad de las comunidades, e índices de Fisher, Shannon-Weaver, Simpson (1-D) para ver si había una diferencia significativa

entre arroyos de manejo y sin manejo, sí probaron ser significativas. A partir de esto, para encontrar las diferencias en el arroyo específico, la prueba de contrastes post-Hoc de Tukey mostró diferencias significativas (HSD Tukey) en abundancia de las comunidades ( $p=0,0001$ ), en riqueza ( $p=0,001$ ) y densidad ( $p=0,0008$ ) únicamente para los arroyos de El Tambo. El índice ABI y los índices de diversidad no obtuvieron diferencias significativas en cuanto al área de estudio + tipo de manejo (manejo y sin manejo).

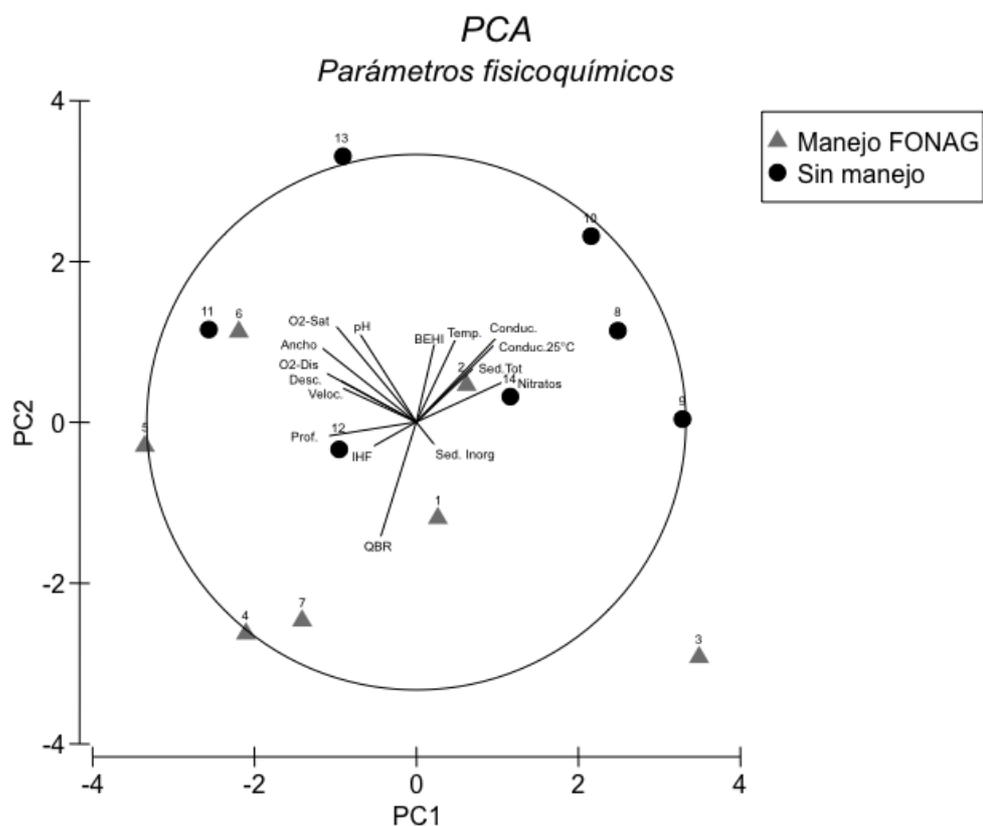
Al comparar con nuestra línea de referencia del sitio prístino (Paluguillo), encontramos que el arroyo con manejo de El Tambo supera los valores del río prístino en todas las variables, pero el resto de lugares presentan mucha variabilidad. Además se puede observar que si bien no todos los ríos tuvieron diferencias significativas entre río de manejo y sin manejo en la misma área, los valores sí tienden a mejorar en la mayoría, como es el caso del río de manejo en El Carmen en cuanto a Riqueza, Fisher alpha, ABI y abundancia, o para el río de manejo de Oyacachi, que tiene valores más altos en cuanto a riqueza, ABI y abundancia. Muertepungo demuestra mejores valores en el ABI y Fisher alpha, Curiquingue en Riqueza y abundancia, y Chumillos mejora en el ABI. En el resto de casos los ríos de manejo no cambian o inclusive disminuyen los valores con respecto a los ríos sin manejo (Fig. 3).



**Fig. 3.** Comparación de las variables entre arroyos de Manejo y Sin manejo.

Según el análisis de similaridad de Bray-Curtis, las especies más abundantes en los ríos con Manejo son Chironomidae 28,51%, Simuliidae 13,28% y Ceratopogonidae 8,6%, que conforman el 50% de las contribución de las especies. Doce familias en total contribuyen a la similaridad entre arroyos con Manejo, a diferencia de las ocho familias que contribuyen con el 48% en los arroyos sin manejo. Las especies más abundantes en los arroyos Sin manejo son Chironomidae 20,21%, Baetidae 18,44% y Oligochaeta 14,18%, que conforman el 52% de las especies. Las familias de los ríos entre manejo y sin manejo tienen un promedio de similaridad de 54,71%, Oligochaetae y Chironomidae son las familias más abundantes en los arroyos sin manejo (3,01 y 3,25 respectivamente) y Chironomidae y Simuliidae en arroyos con manejo (4,75 y 2,88 respectivamente).

Al hacer el Análisis de Componentes Principales (PCA), produjo dos ejes que colectivamente explican el 52,9% de la varianza entre los arroyos de Manejo y Sin manejo (Fig. 4). El primer eje (PC1) que compone con un 31,9% de la varianza, es respaldado por O<sub>2</sub> disuelto, nitratos, ancho del caudal y profundidad. El segundo eje (PC2) que compone un 21% de la varianza, es explicado por el pH, saturación de O<sub>2</sub>, conductividad, temperatura y QBR-*And*; donde se tomó en cuenta las variables con los coeficientes más altos (Tabla 1).



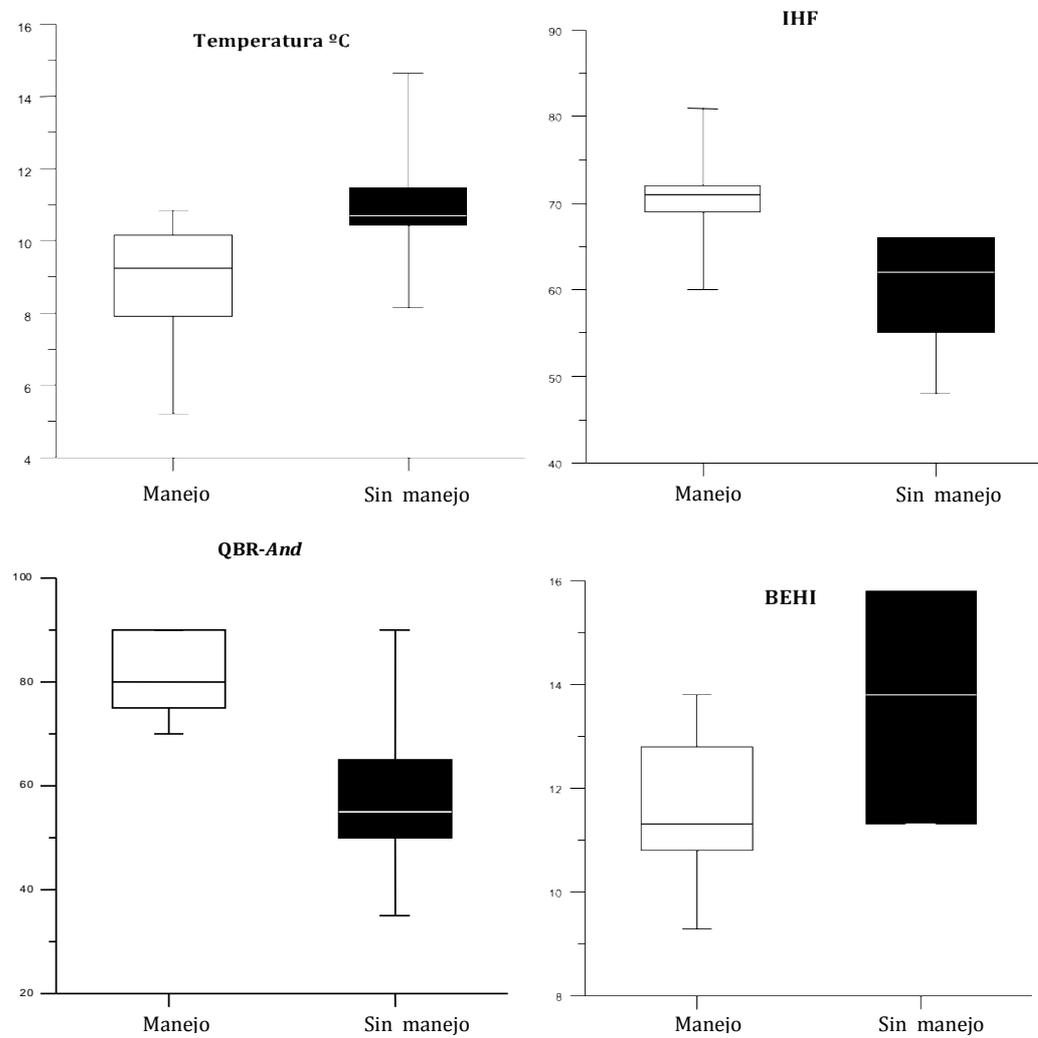
**Fig. 4.** Resultado del análisis de componentes principales (PCA) de las variables fisicoquímicas y biológicas entre arroyos de Manejo y Sin manejo.

**Tabla. 1.** Variables de los dos ejes del análisis de componentes principales (PCA) y coeficientes respectivos que atribuyen a la variación entre arroyos de Manejo y Sin manejo (\*valores que tienen mayor significancia).

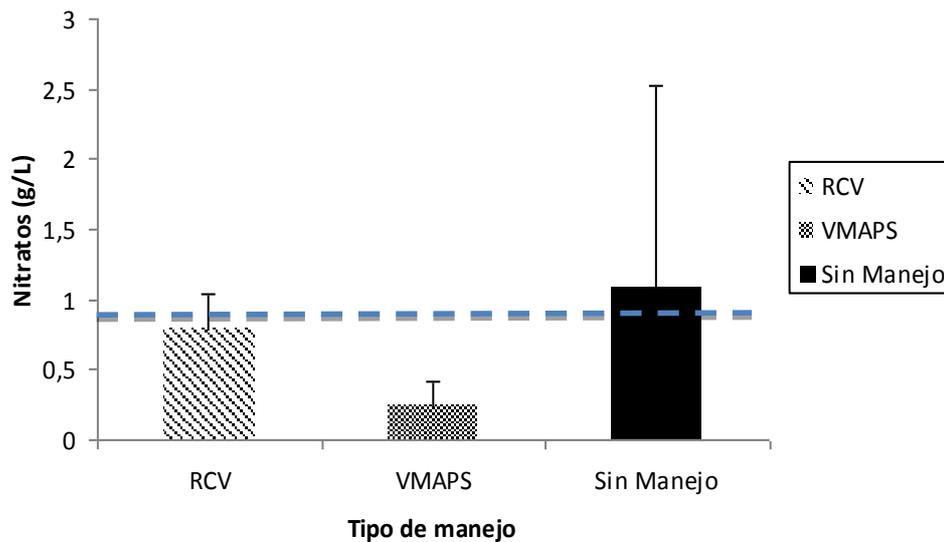
Variable	PC1	PC2
pH	-0.207	0.326*
O2 disuelto (mg/l)	-0.332*	0.181
Saturación O2 (%)	-0.295	0.357*
Conductividad ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	0.293	0.311*
Conductividad a 25°C ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	0.286	0.286
Temperatura (°C)	0.144	0.306*
Nitratos (mg/l)	0.316*	0.148
Ancho (m)	-0.347*	0.276
Profundidad (m)	-0.323*	-0.051
Velocidad (m/s)	-0.272	0.126
Sedimentos totales (g/l)	0.210	0.200
Sedimentos inorgánicos (g/l)	0.066	-0.082
Descarga (m <sup>3</sup> /s)	-0.279	0.155
IHF	-0.157	-0.089
QBR-And	-0.132	-0.426*
BEHI	0.066	0.291

Según el análisis de contribución de cada variable al porcentaje de similitud (SIMPER), se encontró que las variables con valores más altos son QBR-And, IHF, BEHI y temperatura, siendo las que contribuyen a la disimilitud entre los ríos con manejo y sin Manejo. A éstas variables, al hacerles un ANOVA de 1 vía, también demostraron diferencias significativas entre arroyos con Manejo y Sin manejo, éstas variables son: temperatura promedio (°C), más baja en arroyos con manejo (F=5,08 P=0,044), el Índice de Hábitat Fluvial (IHF), mayor en arroyos con Manejo (F=8,38 P=0,013), el Índice de la Vegetación de la Rivera Andina (QBR-And), más alto en arroyos con manejo (F=10,01 P=0,008) y finalmente el Índice de Erosión de la Rivera (BEHI) más bajo en arroyos con manejo (F4,88 P=0,047) (Fig. 5). En cuanto a las diferencias entre el tipo de manejo (RCV vs. VMAP), también se encontró un mayor QBR-And (F=16,74 P=0,009) y una menor concentración de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) (F=12,1

P=0,018), en los ríos provenientes de las zonas con manejo del programa VMAP en comparación al programa RCV (Fig. 6)

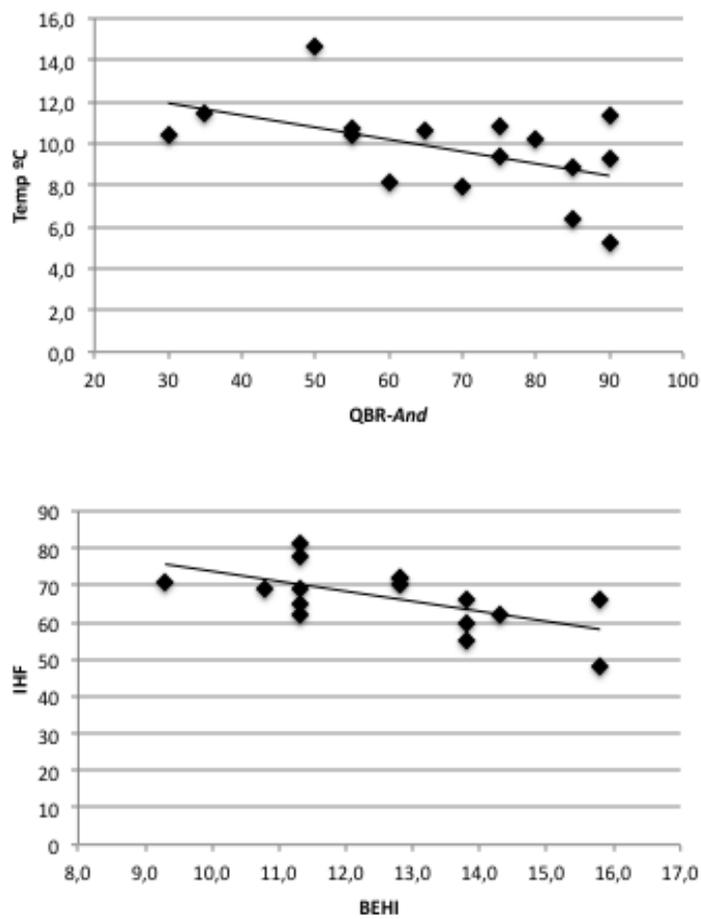


**Fig. 5.** Variables significativas de arroyos Manejo vs. Sin manejo.



**Fig. 6.** Nitratos de los ríos ubicados dentro del Programa de Recuperación de la Cobertura Vegetal (RCV), programa de Vigilancia y Monitoreo de Áreas Protegidas (VMAPS) y ríos sin manejo.

Se encontraron dos correlaciones (Pearson) entre QBR-*And* y la temperatura de  $-0,513$  ( $P= 0,061$ ), que indica que mientras se tiene mejor calidad de la vegetación de la ribera, el agua se mantiene a menor temperatura. La segunda correlación se encontró entre los índices BEHI e IHF de  $-0,593$  ( $P= 0,025$ ) e donde a mejor estado del hábitat fluvial, se encuentra una disminución de la erosión (Fig. 7).



**Fig. 7.** Correlaciones de Pearson entre QBR-And y temperatura (arriba), y entre QBR-And e IHF (abajo).

El Análisis Multimétrico de perspectiva global demostró que, al tomar en cuenta todas las variables y compararlas de los arroyos con manejo y compararlas con sus respectivas de los arroyos sin manejo, los arroyos con manejo de Chumillos, El Carmen, El Tambo y Muertepungo muestran una mejora en su calidad de agua con respecto a los arroyos sin manejo, a diferencia de los arroyos de manejo de Curiquingue, Oyacachi y Cuyuja que muestran no tener cambios en la calidad de agua, las sumatorias totales de las variables muestran el puntaje multimétrico donde se puede encontrar si existe o no una mejora o no en la calidad de agua tomando en cuenta todas las variables, físico-químicas, biológicas y ecológicas (Anexo 7).

**Tabla. 2.** Puntaje de Análisis Multimétrico (Prat *et al.*, 2008).

<b><i>Puntaje Análisis Multimétrico</i></b>	<b><i>Calidad del Agua</i></b>
≥90	mejora
65-89	sin cambios
36-64	poca disminución
≤35	Mucha disminución

## DISCUSIÓN

Este estudio permitió evaluar la integridad ecológica y la calidad de agua en varios ríos alto-andinos donde el FONAG está implementado estrategias de protección y manejo. Se logró evaluar la efectividad de las acciones en general (entre sitios con y sin manejo), así como de las diferentes estrategias del FONAG (Programa de Vigilancia y Monitoreo de Áreas Protegidas, y Programa de Recuperación de Cobertura Vegetal), y la efectividad de las acciones en cada área individual.

La importancia del uso de los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua de los ríos es indiscutible, teniendo una gran habilidad para apreciar los elementos que determinan integral del estado de río. (Beauchard *et al.*, 2003; Duran, 2006; Acosta *et al.*, 2009; Molina *et al.*, 2008, Carrera & Grunkel, 2003; Jacobsen *et al.*, 2003; Feio *et al.* 2009, McDonald *et al.*, 199; Vivas *et al.*, 2002). A pesar de que la composición de las comunidades entre arroyos con manejo y sin manejo no muestren un agrupamiento claro, la similaridad de los arroyos con manejo muestran una contribución por 12 familias (en contraste a 8 familias de ríos sin manejo), además existe el doble de familias que se encuentran únicamente en éstos ríos y tres de éstas son excelentes indicadores. Esto es una buena señal para los ríos con manejo ya que los taxones raros son un componente importante

de la fauna de macroinvertebrados (Braccia & Voshell, 2006). Los taxones únicos también pueden ser producto de la capacidad de recuperación de las actividades antropogénicas, mostrando resiliencia en los ríos de manejo; siendo probable que las familias únicas no estaban en épocas anteriores cuando el río se encontraba en un menor estado de conservación (Holling, 1973; Gunderson *et al.*, 2002).

La variabilidad de la riqueza, densidad, abundancia, índices de diversidad de Shannon-Weaver, Simpson, Fisher y ABI, no muestran diferencias significativas entre ríos con manejo y sin manejo o un patrón para entender las diferencias claras por medio de las comunidades de macroinvertebrados. Ésta condición nos lleva a pensar que las comunidades de macroinvertebrados aparentemente tienen una composición similar entre ríos con manejo y sin manejo. No obstante, no se puede pasar por desapercibido que a pesar de no tener diferencias significativas, la mayoría de ríos de manejo sí han mejorado sus valores de las variables biológicas, como tampoco se puede pasar por alto cuando disminuyen. Estas diferencias puntuales actúan como guías que proporcionan información para indicar qué ríos necesitan más asistencia en factores clave para su mejora integral.

Los análisis de PCA, SIMPER y ANOVA coinciden en que hay una mejora por diferencias significativas de los índices QBR-*And*, IHF, BEHI y la variable temperatura de agua en los ríos con manejo. Los índices se comportan como herramientas precisas de evaluación y alerta rápida ante los primeros síntomas de estrés ambiental antropogénico (Karr & Chu, 1999; Wright, 2000). La asociación entre las variables QBR-*And* y temperatura del agua, muestra la importancia de la conservación de la vegetación de la ribera para mantener la temperatura de agua de los arroyos. A pesar de que el valor P no es significativo en esta asociación, es muy cercano a serlo, y se consideró que sí existe una asociación importante de este patrón.

Varios estudios atribuyen a la temperatura como factor condicionante en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados (Vivas et al., 2002; Lizardiou & Dimitriadou, 2002; Molina *et al.*, 2008, Roldán, 1996; SEMANAS, 2000), y a pesar de que las temperaturas mayores representen mayor solubilidad de oxígeno, lo cual es positivo ( Jacobsen *et al.*, 2003), se debe tener en cuenta que para los macroinvertebrados altoandinos el incremento de temperatura es contraproducente. La baja presión en la atmósfera resulta en una difusión menor de oxígeno en el agua y los macroinvertebrados son muy sensibles a estos cambios. Con el incremento de luz, los ciclos de producción primaria se elevan (Carrera & Gunkel, 2003), y el suministro de oxígeno disminuye. Además el incremento de temperatura influencia indirectamente en las tasas metabólicas de los macroinvertebrados y sus ciclos de vida (Giller & Malmqvist, 1998), afectando significativamente a las comunidades de invertebrados acuáticos altoandinos (Brittain & Miller, 2001; Ilg & Castella, 2006). Una mejor calidad de vegetación de ribera también ofrece un importante aporte de hojarasca o materia orgánica, que en ciertos tipos de ríos, puede ser de extrema importancia porque constituye un recurso energético indispensable para la vida del río (Encalada *et al.*, 2010).

La segunda asociación que se encontró, entre los índices IHF y BEHI, demuestra que a menor índice de erosión existe una mayor calidad del hábitat fluvial; ésta asociación se puede relacionar con la ganadería sin restricción. Para las comunidades de los lugares de estudio, la ganadería es una de sus actividades principales. Braccia y Voshell (2006) demostraron que el factor que más afecta a las comunidades de macroinvertebrados, cuando hay presencia de ganado, se atribuye a las alteraciones físicas, más que a las químicas (e.g. excrementos y orina). El ganado es un vector fuerte de erosión, y las altas cantidades de sedimentos perjudican a

muchas familias que necesitan de sustratos pedregosos para aferrarse, es por eso que la disminución de taxa en gradientes con ganadería, se debe a la sedimentación excesiva como mayor estresor para las comunidades bentónicas. Se puede aseverar, que la significativa deferencia en la reducción del índice de erosión y aumento en el índice de hábitat fluvial, en los arroyos con manejo de FONAG, demuestra un acierto del tipo de manejo de los dos programas de conservación. El programa de Recuperación de Cobertura Vegetal (RCV) impide el paso del ganado por medio de un cercado del perímetro de la zona de conservación y en el programa de Vigilancia y Monitoreo de Áreas Protegidas (VMAP) también controla la presencia y cantidad de ganado en las zonas. Ésta reducción del ganado vacuno también es esencial para la mejora del índice QBR-*And* ya que el ganado también reduce la vegetación de la ribera. De todas formas, la ganadería moderada o baja cerca de los arroyos, en realidad no deteriora la fauna de macroinvertebrados, relativa a condiciones de recuperación (Braccia & Voshell, 2006) siempre y cuando el ganado no impacta directamente al lecho del río, pero esto un manejo adecuado (sin necesidad de eliminar su presencia por completo) puede tener resultados muy eficientes en la calidad de agua e integridad ambiental.

La reducción de nitratos también es importante porque las altas concentraciones de nitrógeno afecta a la calidad de agua y las comunidades bentónicas (Duran, 2006; Negumo *et al.*, 2004; Mols *et al.*, 2000). El hecho de que las concentraciones de nitratos son significativamente más altas en los arroyos de las zonas de RCV, y que el QBR-*And* es significativamente mejor, puede deberse a que sus áreas de manejo se encuentran en las zonas de amortiguamiento de las áreas protegidas, y antes del manejo de FONAG, se encontraban en estado degradación ya que eran utilizadas para ganadería y agricultura intensiva entre otros tipos de

actividades antropogénicas; mientras que las zonas de VMAP se encontraban muy poco o nada impactadas, al estar dentro de las áreas protegidas. De todas formas no se puede atribuir a estas dos diferencias por la eficiencia de un programa sobre otro, ya que se debe a un componente histórico de las actividades en cada zona.

Es importante tomar en cuenta los resultados de El Tambo, ya que en cuanto a la abundancia y densidad fue el único lugar que mostró diferencias significativas entre manejo y sin manejo. Todas las muestras fueron tomadas en época de lluvias o invierno a excepción de El Tambo, cuando su caudal se encontraba en estado medio (no de inundación como el resto de arroyos, ver anexo1). En épocas de invierno, la lluvia causa grandes descargas, disminuyendo los niveles de densidad de macroinvertebrados (Molina *et al.*, 2008; Wasson & Marín, 1988; Wasson *et al.*, 1997; Flecker & Feifarek, 1988). Ésta diferencia marcada nos sugiere que es de gran importancia, para obtener comparaciones y resultados más robustos, hacer el monitoreo en épocas de lluvia y secas, para estandarizar más las muestras.

Nuestro río de referencia (Paluguillo) cumplió su fin de darnos una referencia para comparar los valores esperados con los arroyos de Manejo. No obstante, tener varios sitios de referencia dentro de las zonas que se encuentren en mejor estado, como la Reserva Cayambe-Coca, podría servir de sugerencia para estudios posteriores para que comparaciones con los arroyos de manejo aseguren de forma más firme si están dentro del rango esperado de una buena calidad de agua, ya que pueden haber variaciones menores debido a las diferencias ecosistémicas naturales entre páramos (Encalada *et al.*, 2011c).

Es importante tener en cuenta, que este estudio nos proporciona una forma válida de examinar la calidad de agua de un arroyo sin una línea base, de manera momentánea y no en una escala temporal, comparando con arroyos similares, a pesar

de que no sean los mismos. Algunos esfuerzos en conservación implica en restaurar patrones naturales de variación en factores que aumenten la biodiversidad (Stanford *et al.*, 1996; Poff *et al.*, 1997), y la restauración puede fallar si no sabemos los componentes que son clave para la mejora de un ecosistema (Rader *et al.*, 2008). Los estudios a largo plazo son necesarios porque pueden distinguir el punto final de conservación luego de las etapas de transición (Niemi *et al.*, 1990; Volez *et al.*, 2000). Es por eso que sería muy interesante si en el futuro se implementa un monitoreo continuo de los ríos (por lo menos dos veces al año), para evaluar con más certeza el estado de los ríos, al poder analizar su progreso.

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este estudio nos demuestra una fuerte vinculación y el importante rol de la vegetación de la ribera, no sólo en la estabilización de la temperatura, pero también de las comunidades, lo cual aseveran varios autores (Armur *et al.*, 1991; Beauchard *et al.*, 2003; Cooper, 1993; Fleishner, 1994; Kauffman & Krueger, 1994; Owens *et al.*, 1996; Trimble & Mendel, 1995). Además el control de ganado de los programas de FONAG demuestran tener gran importancia y ser exitosos al mejorar la integridad ecológica del río y la calidad de agua. En general, el estudio demuestra que las estrategias del FONAG tienen un impacto importante en los ríos estudiados y que realmente existe una ya sea una mejora de los ríos de manejo a comparación de los ríos sin manejo.

Nuestro río de referencia (Paluguillo) cumplió su fin de darnos una referencia para comparar los valores esperados con los arroyos de Manejo. No obstante, tener varios sitios de referencia dentro de las zonas que se encuentren en mejor estado,

como la Reserva Cayambe-Coca, podría servir de sugerencia para estudios posteriores para que comparaciones con los arroyos de manejo aseguren de forma más firme si están dentro del rango esperado de una buena calidad de agua, ya que pueden haber variaciones menores debido a las diferencias ecosistémicas naturales entre páramos (Encalada *et al.*, 2011c).

A través de monitoreo futuro (preferiblemente en época de lluvia y seca) se podrá conocer más sobre los ecosistemas y sus procesos de restauración ambiental, así como la eficacia de las acciones de conservación. Con esta experiencia, se propone una evaluación de los efectos de las acciones de conservación a través del tiempo, donde se debería muestrear más áreas, controlando factores como número de hectáreas conservadas y tipo de programa de conservación; para saber cuáles son las mejores prácticas de manejo a ser aplicadas. Así se podrá seguir trabajando en la conservación de los páramos con acciones cada vez más eficaces para mejorar la integridad de estos ecosistemas tan valiosos.

## REFERENCIAS

- ACOSTA, R., B. RÍOS, M. RIERADEVALL & N. PRAT. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos altoandinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Linnetica*. 28(1) 35-64.
- ARMUR, C.L., D.A.DUFF & W. ELMORE. 1991. The effects of livestock grazing on riparian and stream ecosystems. *Fisheries*. 16(1):7-10.
- BEAUCHARD, O., J. GAGNEUR & S. BROSSE. 2003. Macroinvertebrate richness patterns in North African streams. *Journal of Biogeography*. 30:1821-1833.
- BONADA, N., N. PRAT, A. MUNNÉ, M. RIERADEVALL, J. ALBA-TERCEDOR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, J. CASAS, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, A. MELLADO, G. MOYÁ, I. PARDO, S. ROBLES, G. RAMON, M. L. SUÁREZ, M. TORO,

- M. R. VIDAL-ABARCA, S. VIVAS & C. ZAMORA-MUÑOZ. 2002. Criterios para selección de condiciones de referencia en ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED. *Limnetica*. 21(3-4): 99-114.
- BRACCIA, A., & J. R. VOSHELL JR. 2006. Benthic macroinvertebrate fauna in small streams used by cattle in the Blue Ridge mountains, Virginia. *Northeastern Naturalist*. 13(2):269-286.
- BRITAIN, J.E. & A.M. MILLER. 2001. Ecology of glacial-fed rivers: current status and concepts. *Freshwater Biology*. 46:1571- 1578.
- CAO, Y. WILLIAMS, D. Y WILLIAMS, N. 1998. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? *Limnology and Oceanography* 43(7): 1403 1409.
- CARRERA, P. B. & G. GUNKEL. 2003. Ecology of a high andean stream, río Itambi, Otavalo, Ecuador. *Limnologica*. 33:29-43.
- CASTILLO, M. G. 2010. Análisis de la integridad ecológica del río Tambo a través del estudio de la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. Universidad San Francisco de Quito, Ecuador.
- COOPER, C.M. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems: A review. *Journal of Environmental Quality*. 22:402-408.
- DURAN, M. 2006. Monitoring water quality using benthic macroinvertebrates and physicochemical parameters of Behzat stream in Turkey. *Polish J. Of Environ. Stud.* 15(5):709-717.
- ENCALADA, A.C. 2010. Funciones ecosistémicas y diversidad de los ríos: Reflexiones sobre el concepto de caudal ecológico y su aplicación en el Ecuador. *Polemika* No. 5 pp 40.
- Encalada, A.C., Ibarra, C. y de la Paz, C. 2011c. Diagnóstico de la integridad ecológica y la calidad del agua de los ríos en las zonas de manejo del FONAG: Informe sobre las salidas de campo (Producto 3). Reporte Técnico no publicado. The Nature Conservancy Ecuador.
- FEIO, M. J., S. ALMEIDA, S. C. CRAVEIRO & A. J. CALADO. 2009. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological Indicators*. 9:497-507.
- FLECKER, A. & BR. FEIFAREK. 1994. Disturbance of the temporal variability of invertebrate assemblage in the Andean Streams. *Freshwater Biology*. 31:131-142.
- FLEISHNER, T.L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology*. 8(3):629-644

- FONAG. 2011. Análisis del seguimiento y monitoreo: Programa de Vigilancia y Monitoreo de áreas protegidas.
- GOLDMAN, 2011. Measuring the effectiveness of water Funds. The Nature Conservancy.
- GOTELLI, N. ELLISON, A. 2004. A Primer for ecological statistics, Sinauer Associates, Sunderland, U.S.A.
- GUILLER, P. & MALMQVIST, B. 1998. The Biology of Streams and Rivers. Oxford University Press Inc., New York.
- GUNDERSON, L.H, C.S HOLLING, L. PRITCHARD JR & G.D. PETERSON. 2002. A summary and synthesis of resilience in large systems. *Island Press*, Washington, D.C. 249-266.
- HOLLING, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review Ecology, Evolution and Sistematics*. 4:1-23
- ILG, C. & E. CASTELLA. 2006. Patterns of macroinvertebrate traits along three glacial stream continuums. *Freshwater Biology*. 51:840-853.
- JACOBSEN, D., S. ROSTGAARD & J. J. VÁSCONEZ. 2003. Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency? *Freshwater Biology*. 48: 2025-2032.
- KARR, J.R. & E.W. CHU. 1999. Restoring life in running waters. *Better Biological Monitoring*. Washington, D.C.: Island Press.
- KAUFFMAN, J.B. & W.C. KRUEGER. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications: A review. *Journal of Range Management*. 37(5): 430-438.
- MCDONALD, B. S., G. W. MULLINS & S. LEWIS. 1991. Macroinvertebrates as indicators of stream health. *The American Biology Teacher*. 53(8):109.
- MOLS, T., J. PAAL & E. FREMSTAD 2000. Response of Norwegian alpine communities to nitrogen. *Nordic Journal of Botany*. 20(6):705.
- NAGUMO, T., K.P. WOLI, P. HATANO. 2004. Evaluating the contribution of point and non point spurce of nitrogen pollution in the stream wáter in a rural área of central Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*. 50(1):709-717.
- NIEMI, G.J., P. DE VORE, N. DETENBECK, D. TAYLOR, A. LIMA, J. PASTOR, Y.D. YOUNT & R. J. NAIMAN. 1990. Overview on case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Enviromental Manegement*. 14:171-587.

- OWENS, L.B., W.M. EDWARDS & R.W. VAN KEURSEN. 1996. Sediment losses from a pausterd watershed before and after stream fencing. *Journal of Soil and Water Conservation*. 51(1):90-94.
- ORDOÑEZ, V. 2010. Influencia del uso del suelo y la cobertura vegetal natural en la integridad ecológica de los ríos altoandinos del noreste del Ecuador. MSc. Tesis, Universidad San Francisco de Quito, Ecuador.
- PARDO, I., M. ÁLVAREZ, J. CASAS, J. L. MORENO, S. VIVAS, N. BONADA, J. ALBA-TERCEDOR, P. JAIMEZ-CUELLAR, G. MOYA, N. PRAT, N. ROBLES, M. L. SÚAREZ, M. TORO & M. R. VIDAL- ABARCA. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21(3-4): 115-134.
- PARRA, O. 1992. Escenario del sistema de la cuenca del río Biobío y aporte del proyecto EULA a su desarrollo sustentable. *Actas de seminarios Científicos*. 2:91-103
- POFF, N.L., J.D. ALLAN, M.B. BAIN, J.R. KARR, K. L. PRESTEGAARD, B.D. RICHTER, R.E. SPARKS & J. C. STROMBERG. 1997. The natural flow regime. *Bioscience*. 47:769-784.
- PRAT, N., B. RÍOS, R. ACOSTA & M. RIERADEVALL. 2008. Los Macroinvertebrados como indicadores de la calidad de las aguas. Universidad de Barcelona, España, y Universidad San Francisco de Quito, Ecuador.
- PRINGLE, C.M., F.M. SCATENA, P. PAABY-HANSEN & M. NUÑEZ FERRERA. 2000. River conservation in latin America and the Caribbean. *Global Perspectives of river Conservation. Science, Policy and Practice*. 41-77.
- RADER, R. B., N. J. VOELZ & J. V. WARD. 2008. Post-flood recovery of a macroinvertebrate community in a regulated river: resilience of an antropogenically altered ecosystem. *Restoration Ecology*. 16(1):24-33.
- RÍOS, B., R. ACOSTA & N. PRAT (Somentido). Dsitribution of macroinvertebrate communities in the high Andeas and their tolerance to pollution. A review and proposal of a biotic index for high Andean streams (Andean biotic Index, ABI).
- ROLDÁN, G. 1996. Guía para el estudio de macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. *Fondo de Colombia*. 217.
- SEMENAS, L. 2000. Biogeografía de mollusca de Argentina. Universidad Nacional de Comahue. Centro Regional Universitario de Bariloche.
- SUÁREZ, E. ARCOS, E. MORENO, C. ENCALADA A. C. Y ALAVAREZ M. *In press*. Influence od vegetation types and ground cover on soil water infiltration capacity in a high-altitde páramo ecosystem. *Artic, Antartic and Alpine Research*.

- STANFORD, J.A., J.V. WARD, W.J. LISS, C.A FRISSELL, R.N. WILLIAMS, J.A. LICHATOWICH & C. C. COUTANT. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Research and Management*. 12:391-413.
- TORO, M., S. ROBLES, J. AVILÉS, C. NUÑO, S. VIVAS, N. BONADA, N. PRAT, J. ALBA-TERCEDOR, J. CASAS, C. GUERRERO, P. JIMÉNEZ-CUELLAR, J. L. MORENO, G. MOYÁ, G. RAMON, M. L. SUÁREZ, M. R. VIDAL-ALBARCA, M. ÁLVAREZ, & I. PARDO. 2002. Calidad de agua de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características fisicoquímicas. *Limnetica*. 21(3-4): 63-75.
- TRIMBLE, S.W. & A.C. MENDEL.1995. The cow as geomorphyc agent: A critical review. *Geomorphology*. 13:233-253.
- LIZARIDOU-DIMITRIADOU, M. 2002. Seasonal variation of the water quality of rivers and streams of Eastern Mediterranean. *Web Ecology*. 3:20-32.
- MOLINA, C. I., F. M. GIBON, J. PINTO & C. ROSALES. 2008. Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandinos de la cordillera real, Bolivia: Variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecología Aplicada*. 7(1,2):106-116.
- MUNNÉ, A., C. SOLÀ, M. & N. PRAT. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de la ribera. *Tecnología del agua*. 175: 20-37.
- MUNNÉ, A., N. PRAT, C. SOLÀ, N. BONADA, & M. RIERADEVALL. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian hábitat in rivers and streams. QBR index. *Aquatic Conserv.: Mar. Fresh Ecosyst.*, 13:147-164.
- RATHBUN, J. 2008. Evaluación Potencial de la Erosión del Banco del Río usando el índice de erosión del banco de Rosgen's (BEHI).<http://www.michigan.gov>.
- VIVAS, S., J. CASAS, I. PARDO, S. ROBLES, N. BONADA, A. MELLADO, N. PRAT, J. ALBA-TERCEDOR, M. ÁLVAREZ, M. M. BAYO, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ALBARCA, C. ZAMORA-MUÑOZ & G. MORA. 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familiasde macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica*. 21(2-3):149-173.
- VOLEZ, N.J., S.H. SIEH & J.V. WARD. 2000. Long term monitoring of benthic macroinvertebrate community structure: A perspective from a Colorado river. *Aquatic Ecology*. 34:261-278.
- WASSON, J.G., & R. MARIN. 1988. Tipología y potencialidades biológicas de los ríos de altura de la región de La Paz (Bolivia): Metodologías y primeros

resultados. *Memorias de la Sociedad de las Ciencias Naturales de la Salle*. 48:97-122.

WASSON, J.G., R. MARIN, J. GUYOT & L. MARIDET. 1997. Hydromorphological variability and benthic community structure in five high altitude Andean streams (Bolivia). *Verein. Limmol.* 26:1169-1173.

WRIGHT, J.F. 2000. An introduction to RIVPACS. In Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. *Freshwater Biological Association*. 1-24.

## Anexos

### Anexo 1. Descripción y características físicas de los lugares de estudio.

Área de estudio	Cuenca Hidrográfica	Comunidades cercanas	Arroyo/ río	Tipo de manejo	Coordenadas	Altitud (m.s.n.m.)	Actividades Antropogénicas	Temporada
Chumillos	Guayllabamba	Chumillos Atlo	Sumayaku	RCV	00°05'17.4" S, 078°12'40.1" W	3,769	Ganadería (y quemas), agricultura intensiva	Estación lluviosa
		Chumillos Central	Yakupalka	--	00°06'39.41" S, 078°12'09.34" W	3,480	Previamente ganadería (y quemas), agricultura intensiva	
El Carmen	Guayllabamba	Comunidad de El Carmen	Quilluluan	RCV	00°29'36.24" S, 78°21'28.61" W	3,528	Ganadería (y quemas), agricultura intensiva (papa)	Estación lluviosa
			Jatunpungu	--	00°28'12.7" S, 78°21'25.7" W	3,303	Previamente ganadería (y quemas), agricultura intensiva	
Curiquingue	Guayllabamba	Comunidad Curiquingue	"Curiquingue"	RCV	00°39'00.9" S, 78°37'34.5" W	3,312	Ganadería (y quemas), agricultura intensiva (cebolla), plantaciones de Pino	Estación lluviosa
			Río Blanco	--	00°38'26.9" S, 078°37'25.1" W	3,468	Previamente ganadería (y quemas), agricultura intensiva	
Oyacachi	Napó	Comunidad Oyacachi	Tzirapa	VMAP	00°12'38.0" S, 78°07'31.8" W	3,763	Ganadería, agricultura intensiva, piscicultura	Estación lluviosa
			Yomayako	--	00°12'47.2" S, 78°05'23.3" W	3,766	Poca ganadería	
El Tambo	Napó	Comunidad Valle de El Tambo	Atuglarka	VMAP	00°23'15.6" S, 078°12'13.0" W	3,694	Ganadería, agricultura intensiva, derrame de petróleo	Mediados (Caudal medio)
			Chilco	--	00°22'31.8" S, 078°11'38.8" W	3,689	Poca ganadería y agronomía, derrame de petróleo	
Cuyuja	Napó	Papallacta	Blanco Chico	VAMP	00°22'58.6" S, 078°07'28.5" W	2,986	Ganadería (y quemas), agricultura intensiva, piscicultura	Estación lluviosa
		Cuyuja	Mayor San Pedro	--	00°22'34.2" S, 078°07'16.3" W	2,943	Poca ganadería, plantaciones de árboles no nativos	
Muertepungo	Guayllabamba	Asociación Santa Rosa de Muertepungo	Falas	VMAP	00°25'5.29" S, 78°15'57.6" W	3,971	Ganadería (y quemas), agricultura intensiva	Estación lluviosa
			Quinto	--	00°25'22.5" S, 78°17'39.87" W	4,036	Poca ganadería	
Paluguillo	Guayllabamba	--	Saltana	--	00°18'59.3" S, 78°13'13.2" W	3,854	Sin impacto (en teoría)	Estación lluviosa

\*Tipo de manejo RCV: programa de Recuperación de Cobertura Vegetal, VMAP: programa de Vigilancia y Monitoreo de áreas Protegidas.

**Anexo 2. Índice Biótico Andino (ABI) (Ríos *et al.*, sometido).**

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

**Anexo 3.** Formulario de evaluación de la Calidad de la Vegetación de la Ribera (QBR-And) (Bonada *et al.*, 2002).

<b>Grado de la cubierta de la zona de la ribera</b>	
<b>Puntuación</b>	
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera
+10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total
+5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%
-5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%
-10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%
<b>Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de la ribera)</b>	
25	recubrimiento de arboles superior al 75 %
10	recubrimiento de arboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de arboles entre el 25 y 50% y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %
5	recubrimiento de arboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %
+10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %
+5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %
+5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y arboles con un sotobosque
-5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %
-5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad
-10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %
<b>Calidad de la cubierta</b>	
25	Todos los arboles de la zona de ribera autóctonos
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de arboles introducidas
5	26 a 50% de los arboles de ribera son especies introducidas
0	Más del 51% de los arboles de la ribera son especies introducidas
+10	>75% de los arbustos son de especies autóctonas.
+5	51-75% o más de los arbustos de especies autóctonas
-5	26-50% de la cobertura de arbustos de especies autóctonas
-10	Menos del 25% de la cobertura de los arbustos de especies autóctonas
<b>Grado de naturalidad del canal fluvial</b>	
25	el canal del río no ha estado modificado
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río
0	río canalizado en la totalidad del tramo
-10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río
-10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río
-5	si hay basuras en el tramo de muestreo de forma puntual pero abundantes
-10	si hay un basurero permanente en el tramo estudiado
<b>PUNTUACIÓN FINAL (suma de las anteriores puntuaciones)</b>	

**Anexo 4. Formulario de evaluación del Hábitat Fluvial (IHF) (Pardo *et al.*, 2002).**

Bloques		Puntuación	
<b>1 Inclusión de rápidos</b>			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%.	10	
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%.	5	
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%.	0	
<b>TOTAL (una categoría)</b>			
<b>2 Frecuencia de rápidos</b>			
Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río < 7		10	
Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 7 - 15		8	
Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 - 25		6	
Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia entre rápidos/anchura del río > 25		4	
Sólo pozas		2	
<b>TOTAL (una categoría)</b>			
<b>3 Composición del sustrato (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser 0 para cada apartado)</b>			
% Bloques y piedras	1-10%	2	
	>10%	5	
% Cantos y gravas	1-10%	2	
	>10%	5	
% Arena	1-10%	2	
	>10%	5	
% Limo y Arcilla	1-10%	2	
	>10%	5	
<b>TOTAL (sumar categorías)</b>			
<b>4 Regímenes de velocidad/ profundidad</b>			
Somero: < 0.5 m	4 categorías: lento-profundo, lento-somero, rápido- profundo y rápido-somero	10	
Lento: < 0.3 m	Sólo 3 de las 4 categorías	8	
	Sólo 2 de las 4 categorías	6	
	Sólo 1 de las 4 categorías	4	
<b>TOTAL (una categoría)</b>			
<b>5 Porcentaje de sombra en el cauce</b>			
	Sombreado con ventanas	10	
	Totalmente en sombra	7	
	Grandes claros	5	
	Expuesto	3	
<b>TOTAL (una categoría)</b>			
<b>6 Elementos de heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor puede ser de cero puntos)</b>			
Hojarasca	>10% ó < 75%	4	
	<10% ó > 75%	2	
Presencia de troncos y ramas		2	
Raíces expuestas		2	
Diques naturales		2	
<b>TOTAL (una categoría)</b>			
<b>7 Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)</b>			
% Plocon+briofitos	10-50%	10	
	<10 ó > 50%	5	
	Ausencia absoluta	0	
% Pecton	10-50%	10	
	<10 ó > 50%	5	
	Ausencia absoluta	0	
% Fanerógamas	10-50%	10	
	<10 ó > 50%	5	
	Ausencia absoluta	0	
<b>TOTAL (Sumar categorías)</b>			
<b>PUNTUACIÓN FINAL (Suma de las puntuaciones anteriores)</b>			

**Anexo 5.** Índice de Erosión de las Riberas o bancos (BEHI). (Rathbun, 2008).

<b>Categorías BEHI</b>	<b>Profundidad raíces (% of BFH)</b>	<b>Puntuación profundidad raíces</b>	<b>Densidad raíces (%)</b>	<b>Puntaje densidad raíces</b>	<b>Protección de la superficie (Promedio %)</b>	<b>Puntuación protección de la superficie</b>	<b>Ángulo del Banco (%)</b>	<b>Puntaje Ángulo del Banco</b>	<b>Puntuación Total</b>
<b>Muy bajo</b>	90-100	<b>1.45</b>	80-100	<b>1.45</b>	80-100	<b>1.45</b>	0-20	<b>1.45</b>	<b>≤ 5.8</b>
<b>Bajo</b>	50-89	<b>2.95</b>	55-79	<b>2.95</b>	55-79	<b>2.95</b>	21-60	<b>2.95</b>	<b>5.8-11.8</b>
<b>Moderado</b>	30-49	<b>4.95</b>	30-54	<b>4.95</b>	30-54	<b>4.95</b>	61-80	<b>4.95</b>	<b>11.9-19.8</b>
<b>Alto</b>	15-29	<b>6.95</b>	15-29	<b>6.95</b>	15-29	<b>6.95</b>	81-90	<b>6.95</b>	<b>19.9-27.8</b>
<b>Muy Alto</b>	5-14	<b>8.5</b>	5-14	<b>8.5</b>	10-14	<b>8.5</b>	91-119	<b>8.5</b>	<b>27.9-34.0</b>
<b>Extremo</b>	< 5	<b>10</b>	< 5	<b>10</b>	< 10	<b>10</b>	> 119	<b>10</b>	<b>34.1-40</b>

Fomrulario de campo.

<b>CATEGORIAS BEHI</b>	<b>RIBERA DERECHA</b>	<b>RIBERA IZQUIERDA</b>
<b>Profundidad raíces (% of BFH)</b>		
<b>Densidad raíces (%)</b>		
<b>Protección de la superficie (Promedio %)</b>		



Parámetro Fisicoquímico	Fisher	si no cambia	3								
		si aumenta	5	5	5	1	1	5	1	5	
		si disminuye	1								
		si no cambia	3								
	Temperatura (°C)	si aumenta	1	5	5	5	5	5	5	5	
		si disminuye	5								
		si no cambia	3								
	pH	dentro de rango permisible	5	5	5	5	3	5	5	5	
		fuera de rango permisible	1								
		dentro de rango permisible pero se acerca a ser fuera	3								
	Conduc. (μS/cm)	si aumenta	1	5	5	5	5	5	5	5	
		si disminuye	5								
		si no cambia	3								
	Conduc. 25°C (μS/cm)	si aumenta	1	5	1	5	5	5	1	5	
		si disminuye	5								
		si no cambia	3								
	O2 disuelto (mg/L)	si aumenta	5	3	5	1	1	5	5	5	
si disminuye		1									
si no cambia		3									
Amonio (mg/L)	si aumenta	1	3	3	3	3	3	3	3		
	si disminuye	5									
	si no cambia	3									
Nitrato (mg/L)	si aumenta	1	5	5	5	3	3	3	1		
	si disminuye	5									

		si no cambia	3							
		si aumenta	1	3	3	3	3	3	3	3
	Nitrito (mg/L)	si disminuye	5							
		si no cambia	3							
		si aumenta	1	3	3	3	3	3	3	3
	Fosfato (mg/L)	si disminuye	5							
		si no cambia	3							
		si aumenta	5	5	5	1	3	5	5	5
	Caudal (m3 S-1)	si disminuye	1							
		si no cambia	3							
		si aumenta	1	3	1	1	1	5	1	5
	Sedimento totales (g/L)	si disminuye	5							
		si no cambia	3							
		si aumenta	1	1	1	1	3	1	5	5
	Sedimentos inorgánicos (g/L)	si disminuye	5							
		si no cambia	3							
Parámetro										
Biológico		si aumenta	1	5	1	5	5	1	5	1
	Coliformes Totales (ufc/ml)	si disminuye	5							
		si no cambia	3							
		si aumenta	1	5	1	5	5	1	1	5
	Coliformes Fecales (ufc/ml)	si disminuye	5							
		si no cambia	3							
		si aumenta	1	5	3	3	5	3	3	1
	E. Coli (ufc/ml)	si disminuye	5							
		si no cambia	3							
			<b>TOTAL</b>		<b>100</b>	<b>92</b>	<b>78</b>	<b>86</b>	<b>94</b>	<b>74</b>

