



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

AUTOR

AÑO



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

**INFLUENCIA DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO SOBRE LA
FISICOQUÍMICA DEL AGUA Y LA COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD
DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS DE DOS MICROCUENCAS
EN LA ZONA DEL EL ÁNGEL, (CARCHI-ECUADOR).**

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

Profesor guía

Msc. Indira
Fernandina Black Solís

Autor

Pablo Antonio Montalvo Silva

Año

2017

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

“Declaro haber dirigido este trabajo a través de reuniones periódicas con el estudiante, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación”

Indira Fernandina Black Solís
Magister en Conservación y Gestión del Medio Natural
CI: 1711273563

DECLARACIÓN DEL PROFESOR CORRECTOR

“Declaro haber revisado este trabajo, dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación”.

Christian Patricio Villamarín Flores
PhD. Ecología Fundamental y Aplicada
CI: 1002339404

DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE

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

Pablo Antonio Montalvo Silva

CI: 1722635719

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis familiares, quienes me han brindado su apoyo a lo largo de mi preparación académica.

A mis amigos que igualmente han sabido acompañarme en este trayecto y no se han apartado de mi lado.

DEDICATORIA

Dedico esta tesis a mi hermano,
Adrián Montalvo. Quien siempre ha
estado conmigo en mis proyectos.

RESUMEN

El presente estudio tiene como objetivo principal determinar la influencia de los cambios de uso del suelo sobre la fisicoquímica del agua y la composición de macroinvertebrados bentónicos en los ríos Cariyaqu y Huarmiyaqu. Estos ríos altoandinos se encuentran ubicados en la provincia del Carchi Ecuador y los sitios de muestreo se realizaron entre los 3044 y los 3384 msnm. El muestreo de agua, macroinvertebrados y suelo se realizó entre el 16 y 18 de abril del 2015, por el equipo del Centro de Investigación, Estudios y Desarrollo de Ingeniería (**CIEDI**) conformado por docentes y tesisistas.

Por medio de este estudio se demostró la influencia de las actividades antrópicas en la calidad ecológica de los ríos; así como también la importancia de la conservación del bosque de ribera. La metodología para este estudio fue identificar tres tipos de suelo, los suelos de referencia, suelos de agricultura usados para cultivos de papa y el suelo que está dominado por pastizales. Para identificar los cambios en la calidad de los ríos en cada uso de suelo; se utilizaron los índices IHF y QBR para determinar la calidad de hábitat fluvial y la calidad del bosque de ribera para cada uso de suelo, también se analizaron los parámetros fisicoquímicos y la comunidad de macroinvertebrados que fueron utilizados como bioindicadores para determinar el grado de influencia antrópica en los ríos analizados. Los macroinvertebrados recolectados en la fase de campo fueron estudiados en laboratorio, para determinar la densidad, composición y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados a nivel de familia; para posteriormente aplicar los índices ABI e IMEERA que analizan la calidad ecológica de los ríos con una gran precisión a partir de los 2000 metros sobre el nivel del mar.

Los parámetros fisicoquímicos mostraron un incremento de materia orgánica en las zonas intervenidas; la calidad del bosque de ribera y la calidad hábitat fluvial se ven comprometidas en las zonas de cultivo de papa y pasturas por factores como el abuso de agroquímicos, fertilizantes. Por consiguiente, la comunidad de macroinvertebrados experimentó alteraciones en la riqueza, abundancia y composición en las zonas intervenidas; demostrando los cambios de calidad por la influencia antrópica y la habilidad que tienen las zonas Buffer de mantener una buena calidad ecológica de los ríos en las zonas de referencia.

ABSTRACT

The present study has as main objective to determine the influence of land use on the physicochemical of water and the composition of benthic macroinvertebrates at the rivers Cariyaqu and Huarmiyaqu. These rivers are located at Carchi, Ecuador and the sampling sites were carried out between 3044 and 3384 meters above sea level. The sampling of water, macroinvertebrates and soil was carried out on 16 and 18 of April 2015, by the team of the Center for Research, Studies and Development of Engineering (CIEDI) conformed by teachers and students. This study demonstrated the influence of anthropic activities on the ecological quality of rivers; as well as the importance of the conservation of the riverside forest. The methodology for this study consisted on identifying three main types of land usage: Reference lands, agricultural lands used for potatoes crops, and finally the lands dominated by grasslands.

To identify changes of the river quality at each land use, the IHF and QBR indexes were used to determine the quality of the fluvial habitat and the riparian forest quality for each land use. Also the physicochemical parameters and the Community of macroinvertebrates were studied. The macroinvertebrates community was used as bio indicator to determine the degree of anthropic influence at the analyzed rivers. The macroinvertebrates were collected in the field phase, and then they were studied at the laboratory to determine the density, composition and abundance of the macroinvertebrate communities at a family level; to apply the ABI and IMEERA indexes, that analyze the ecological quality of the rivers with great precision, from 2000 meters above sea level.

The physicochemical parameters showed an increase of the organic matter in the intervened zones; the quality of riparian forest and the quality of river habitats has been compromised at potato and pasture land uses; because of the abuse of agrochemicals, fertilizers. The macroinvertebrates community experimented alterations in their density, abundance and composition at the intervened zones, due to the changes of water quality caused by the anthropic influence. Also this study demonstrated the ability of buffer zones to maintain a good ecological quality of the rivers at the reference zones.

ÍNDICE

1. Introducción.....	1
1.1 Antecedentes.....	1
1.3 Justificación	4
1.2 Alcance.....	6
1.3 Hipótesis.....	6
1.4 Objetivos	7
1.4.1 Objetivo General	7
1.4.2 Objetivos Específicos.....	7
2. Marco teórico	8
2.1 Los Cambios de uso del suelo y sus impactos ambientales en la provincia de Carchi	8
2.2 Zonas Buffer o de recuperación Biológica como estrategia de conservación.....	9
2.3 Fisicoquímica de los ecosistemas acuáticos	10
2.3.1 Parámetros Físicos Analizados.....	11
2.2.2 Parámetros Químicos Analizados	13
2.4 Indicadores Hidromorfológicos	16
2.4.1 Morfología y características más importantes de los ríos andinos	16
2.5 Macroinvertebrados	20
2.5.1 Influencia de los factores ambientales en la composición y abundancia de las familias de macroinvertebrados bentónicos Andinos.	21
2.5.2 Macroinvertebrados como Bioindicadores	21
2.6 Herramientas para la evaluación de la calidad del agua de los ríos andinos	23
2.6.1 ABI	23

2.6.2 IMEERA	23
3. Metodología	24
3.1 Área de estudio.....	24
3.2 Fase de campo	25
3.2.1 Usos del suelo.....	25
3.2.2 Caracterización físico química del agua.....	25
3.2.3 Muestreo de Macroinvertebrados acuáticos.....	26
3.3. Análisis de datos.....	26
3.3.1 Análisis de parámetros Físicos, Químicos e Hidromorfológicos	26
3.3.2 Análisis de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.....	27
3.3.3 Análisis de calidad ecológica	28
4. Resultados	28
4.1 Parámetros Fisicoquímicos.....	28
4.1.2 Oxígeno Disuelto.....	29
4.1.3 Turbidez	30
4.1.4 Potencial Hidrogeno pH	31
4.1.5 Conductividad Eléctrica (CE)	32
4.1.6 Fósforo Total	33
4.1.7 Amonio	34
4.1.8 Nitritos	35
4.1.9 Nitratos.....	36
4.1.10 Cobre	37
4.1.11 Nitrógeno Total.....	38
4.2 Resultados de Macroinvertebrados	39
4.3 Resultados Calidad del hábitat fluvial y del bosque de ribera del Río.....	41
4.4 Análisis de datos Fisicoquímicos e Hidromorfológicos	43

4.4.1 Análisis de la variabilidad de los datos fisicoquímicos e hidromorfológicos Análisis De Componentes Principales (ACP).....	43
4.5 Análisis Macroinvertebrados.....	46
4.5.1 Análisis NMDS densidad de Macroinvertebrados.	46
4.6 Análisis Ambiental y Biológico	48
4.6.1 Análisis de Correspondencias Canónicas de las variables Ambientales y biológicas (ACC).....	48
4.7 Análisis de Calidad Ecológica.....	51
4.7.1 Análisis ABI	51
4.7.2 Análisis IMEERA	52
5. Discusión.....	54
6. Conclusiones y Recomendaciones	57
6.1 Conclusiones	57
6.2 Recomendaciones	58
REFERENCIAS.....	59
ANEXOS	67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Conductividad Eléctrica vs Densidad de Residuo Seco	13
Figura 2. Análisis de Componentes Principales.....	45
Figura 3. NMDS de los puntos de muestreo	47
Figura 4. Análisis de Correspondencias Canónicas.....	50
Figura 5. Promedio ABI por uso de Suelo.....	51
Figura 6. Resultados ABI por punto de muestreo	52
Figura 7. Promedios IMEERA para cada uso del suelo	53
Figura 8. Puntaje IMEERA para cada punto de muestreo	53

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Cambios en la Cobertura vegetal de la Reserva Ecológica El Ángel.	9
Tabla 2. Rangos de calidad generales del índice IHF	17
Tabla 3. Nivel de Calidad de QBR-And Color representativo	20
Tabla 4. Valores de temperatura en los puntos de muestreo	29
Tabla 5. Contenido de oxígeno disuelto en los puntos de muestreo	30
Tabla 6. Resultados de Turbidez	31
Tabla 7. Resultados de Potencial Hidrógeno pH	32
Tabla 8. Resultados de Conductividad Eléctrica.....	33
Tabla 9. Resultados de Fósforo Total	34
Tabla 10. Resultados de Amonio.....	35
Tabla 11. Resultados de Nitritos.....	36
Tabla 12. Resultados de Nitratos	37
Tabla 13. Resultados de Cobre	38
Tabla 14. Resultados de Nitrógeno Total	39
Tabla 15. Familias Encontradas Durante el Muestreo	40
Tabla 16. Densidad y Abundancia por uso de suelo.....	41
Tabla 17. Comparación de los índices IHF y QBR.....	42
Tabla 18. Valores de Varianza del Análisis de Componentes Principales	43
Tabla 19. Cargas de las Variables para los Componentes 1 y 2	44
Tabla 20. Porcentaje de varianza para el Análisis de Correspondencias Canónicas ejes 1 y 2.....	48

1. Introducción

1.1 Antecedentes

Los ríos son cuerpos de agua imprescindibles en la vida y son parte del sistema de integración de las cuencas entre la atmósfera y el mar, en los cuales son transportados sedimentos, materia orgánica, sales y organismos que generan procesos bioquímicos esenciales para la estabilidad del ecosistema (Elosegui y Díez, 2009). Los ríos también pueden ser contemplados como vectores energéticos que conforman parte importante del ciclo hidrológico del agua y se encuentran distribuidos a lo largo de la superficie terrestre interconectando los glaciares con los océanos (Campoblanco y Gómero, 2000).

El sistema fluvial se compone de dos partes: el medio abiótico y biológico, que a su vez conforman el medio físico, hidrológico, geomorfológico y químico en donde se desarrolla la biota (Elosegui y Díez, 2009). El valor ecológico del río depende de la diversidad de los medios físicos que forman los distintos hábitats permitiendo el desarrollo de la vida y su diversidad (Vide, 2002, p.43). Las dimensiones que forman el sistema fluvial y la calidad química del agua son dos factores fuertemente ligados a la diversidad de hábitats y a las distintas comunidades biológicas que se desarrollan por los procesos de transporte y retención de sedimentos, nutrientes o materia orgánica (Sabater y Díez, 2009, p 85).

La humanidad siempre ha tenido dependencia de los ríos y sus beneficios, una relación que va desde los homínidos fósiles en África, los primeros cultivos y ganados hasta el hombre actual; por la razón de que el avance de la tecnología ha permitido la obtención de energía hidroeléctrica, transporte y actividades industriales de gran escala (Elosegui y Díez, 2009). Por eso nace la importancia de manejar de forma sostenible los recursos hídricos que hoy por hoy son indispensables en el desarrollo social y económico (Peña, 2016).

En el mundo actual el crecimiento demográfico, la urbanización, la industrialización, el aumento de la producción y el consumo de agua han generado una demanda insostenible del recurso hídrico que se incrementa con el pasar del tiempo. Se prevé que para 2050 la demanda global de agua aumentará en un 55% porque los países en desarrollo están experimentando un cambio en el índice de urbanización y en la demanda del recurso hídrico por parte del sector industrial, entiéndase, agricultura, minería y pesca (UNESCO, 2007).

Todos estos cambios de uso del suelo causan alteraciones ambientales que producen la extinción de las diferentes especies de los ríos y pérdida de biodiversidad (UN, 2015). Los Macroinvertebrados bentónicos son un importante componente de la cadena trófica para el desarrollo del ecosistema acuático, su función es procesar la materia orgánica para permitir el funcionamiento de niveles tróficos superiores (Bonada, 2006). Las alteraciones en los ecosistemas por presiones antrópicas afectan a la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y por lo tanto a la comunidad de peces y aves (Alonso, 2006). Se debe tomar en cuenta que los peces de agua dulce constituyen más de la mitad de los vertebrados del planeta; por consiguiente es muy importante la conservación de la biodiversidad de la Tierra, para evitar la degradación de los ríos y sus servicios ambientales (Master et al. 1997).

En el Ecuador existen diferentes actividades productivas que afectan la calidad de los ecosistemas acuáticos, entre estas actividades, el sector agrícola es uno de los más importantes y el que más acapara el recurso, aproximadamente en un 80% según la base de datos de concesiones de la SENAGUA (CEPAL, 2012). Adicionalmente, este sector produce problemas ambientales sobre el recurso agua por el constante uso de fertilizantes y plaguicidas usados por los agricultores para obtener un mayor rendimiento (FAO-55, 1997, p. 1). El segundo uso es el doméstico que abarca un 13% del agua y finalmente está el sector industrial con 7% (CEPAL, 2012).

En los Andes ecuatorianos los ecosistemas fluviales alto-andinos son la fuente primaria de agua para sus habitantes, misma que genera varios beneficios y servicios (Jacobsen, 1998). Esta fuente de abastecimiento vital para todos los seres vivos que la habitan se ve comprometida por los cambios de uso de suelo que provocan presiones ambientales afectando negativamente a la calidad del agua reduciendo la biodiversidad y contaminando los ecosistemas fluviales; la causa principal de estos cambios se da por la necesidad de movilidad de la población humana, o por el aumento de tierras agrícolas que incluyen actividades como la tala quema y pastoreo dentro de esta, de modo que la hidrología local se ve comprometida de manera directa y por lo tanto, la calidad del agua también. En consecuencia se origina la necesidad de preservar los ecosistemas fluviales altoandinos para que tanto el hombre como el ecosistema habiten de manera sostenible (Harden, Farley, Bremery y Harstig, 2015).

Una forma de evaluar la calidad del agua de los ríos es la bioevaluación mediante el uso de macroinvertebrados bentónicos; su importancia radica en que estos conforman la comunidad más importante de la entomofauna de los ecosistemas acuáticos y son usados en múltiples estudios para determinar la calidad ecológica de los ríos (Bastardo, 1994). Estos organismos se vuelven protagonistas al momento de determinar la calidad del agua de los ríos en los diferentes ecosistemas, ya que se conoce que los cambios en la composición química del suelo y del agua afectan directamente a los organismos que habitan en los estos (Allan, 2004). Los cambios que experimentan la comunidad de los macroinvertebrados principalmente se dan en términos de composición y estructura, y es recomendado que siempre los análisis vayan de la mano de un análisis físico-químicos que aporten una idea de la causa y efecto de la variabilidad biológica (Villamarín, Rieradevall, Paul, Barbour y Prat ,2013).

La bioindicación en un principio se desarrolló para evaluar la calidad de los ríos de América del Norte y después se aplicó en Europa (Prat, Munné, Solá,

Bonada y Rieradevall, 1999 p. 172). Pero actualmente, en Sudamérica ya existen instrumentos para el monitoreo y gestión de los ecosistemas acuáticos. Entre estos instrumentos se encuentra el “Protocolo de evaluación de la Calidad” Ecológica de Ríos Andinos” que nace por la necesidad de gestión a causa del rápido deterioro de los ríos andinos; es usado en países como Colombia, Perú y Ecuador, pero es aplicable desde Venezuela hasta Chile a partir de los 2500 m.s.n.m (Acosta, Ríos, Rieradevall, y Prat, 2009); el índice Biótico Andino (ABI) (Ríos-Touma, Acosta y Prat, 2014) es una adaptación del índice basado en la tolerancia de macroinvertebrados, es una adaptación del índice BMWP de Inglaterra, que sirve para evaluar la calidad de agua de las zonas andinas, el ABI es parte integral del índice Evaluación del Estado Ecológico de los Ríos alto-andinos (IMEERA). Este índice es muy sensible a los cambios antrópicos, tiene un rango de altitud 2500 a 5000 metros y es aplicable en los ríos desde el sur del Perú hasta el norte del Ecuador, su gran sensibilidad responde a los diferentes cambios fisicoquímicos así como hidromorfológicos y también tiene la posibilidad de utilizar diferentes tipos de vegetación como bosque y páramo (Villamarín, et al., 2013).

1.3 Justificación

El presente estudio permite evaluar cómo el grado de contaminación de los ríos andinos y la pérdida de cobertura vegetal por actividades agropecuarias influyen en la calidad ecológica de los ríos. Las actividades agropecuarias son una importante fuente de contaminación para los ríos debido al constante uso de fertilizantes, al igual que las descargas directas o indirectas de materia orgánica y plaguicidas que son utilizados a diario por los agricultores y que terminan alterando la calidad del agua (FAO, 2002 p. 76). Además de la contaminación generada por dicha actividad, la expansión de la frontera agrícola hace que disminuya la vegetación natural, contribuyendo a la degradación de los suelos; este es un problema que afecta a todas las provincias del país; se estima que la zona agrícola comprendía un 45,7 % del territorio nacional en el 2008 concentrada especialmente en la zona Andina por sus suelos aptos para la agricultura (Fontaine et al., 2008).

En la cuenca del río El Ángel ubicada en la provincia del Carchi la actividad agropecuaria está generando una enorme pérdida de áreas vegetales naturales (Poast et al., 2000). Los impactos generados en la cuenca por esta actividad incluye elementos nocivos como fertilizantes, pesticidas, microorganismos y patógenos que provocan el fraccionamiento de hábitats y la disminución de la biodiversidad de los ecosistemas, alterando los servicios ecosistémicos, la salud humana y la calidad ecológica de los ríos (Jacobsen 2008).

Para controlar la contaminación de los ríos, una importante estrategia son las Zonas de Amortiguación Ribereñas (ZAR) (Basnyat et al., 2000, p. 66). Estas son zonas de conservación ambiental destinadas a la conservación de la calidad del agua cuyo objetivo principal es reducir la erosión y eliminar contaminantes (Bentrup, 2008).

La importancia de esta investigación radica en la determinación de la influencia que tienen las zonas, como el bosque de ribera mejor conservado, que podría actuar como zona de amortiguamiento, de manera que ayude a mantener o mejorar la calidad ecológica de los ríos frente al impacto ambiental negativo provocado por las actividades antrópicas.

Para esto, por medio de la relación que tienen las características fisicoquímicas y biológicas de los ríos Cariyaqu y Huarmiyaqu en la calidad ecológica; se puede comprender el grado de afectación de la calidad de agua y la eficiencia que tienen las zonas de amortiguamiento en el área de estudio. El estudio también proporciona información muy importante que puede ser aplicada como una propuesta para la gestión y conservación de las áreas naturales en zonas similares a las de este estudio, mediante la aplicación de zonas de amortiguamiento como estrategia de mitigación del impacto ambiental.

1.2 Alcance

En esta investigación se determinó cómo los cambios de uso del suelo de los cultivos de papa y pastizales extensivos alteran el bosque de ribera y la calidad ecológica de los ríos Cariyacqu y Huarmiyacu, mediante la comparación de las zonas alteradas por las actividades antrópicas con las zonas de menor alteración antrópica que harán el papel de zona referencia.

Para cada uso de suelo se analizaron los parámetros físicos, químicos del agua, la estructura y composición de macroinvertebrados de la comunidad bentónica de las 2 microcuencas del río "EL Ángel" de cada zona. Los cambios que existen en cada zona se relacionaron mediante el uso de cálculos de índices del estado ecológico tanto el (QBR) calidad de bosque de ribera, (IHF) calidad de hábitat fluvial, y los índices basados en la comunidad de macroinvertebrados que son el andean biotic index (ABI) y el índice multimétrico de estado ecológico de ríos altoandinos (IMEERA).

Para relacionar las variables con los cambios ambientales se realizaron análisis estadísticos que permitieron relacionar las variables fisicoquímicas, la comunidad de macroinvertebrados con los índices de calidad ecológica; de manera que se pueda interpretar como influyen estas variables sobre cada uso del suelo.

1.3 Hipótesis

- La composición, estructura y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de los ríos Cariyaqu y Huarmiyaqu varía en relación al cambio de uso del suelo en las riberas.
- La calidad física y química del agua se ve afectada en relación al tipo de la actividad antrópica de las zonas muestreadas.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo General

Determinar la influencia de los cambios de uso del suelo sobre la fisicoquímica del agua y la composición de macroinvertebrados bentónicos en los ríos Cariyaqu y Huarmiyaqu.

1.4.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar las propiedades físicas y químicas del agua relacionada a los diferentes usos de suelo.
- Identificar los cambios en la composición, nivel taxonómico de familia de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación a los distintos usos del suelo.
- Relacionar las características físicas, químicas y biológicas de los diferentes usos del suelo.

2. Marco teórico

2.1 Los Cambios de uso del suelo y sus impactos ambientales en la provincia de Carchi

En la provincia de Carchi existen dos usos principales del suelo: el agrícola y el ganadero. Siendo el cultivo de papa el de mayor importancia. Carchi es la provincia con mayor producción de este tubérculo, representando, un 33,8% de producción a nivel nacional (INEC, 2011), el cambio mínimo estacional de precipitación y temperatura de la zona, favorece la producción de papas. Existe un 90% del capital de la provincia, invertido en plaguicidas, especialmente insecticidas y fungicidas; el problema radica en el uso indiscriminado de plaguicidas para mantener los cultivos, además, realizan peligrosas mezclas de varios plaguicidas que son llamados en la zona “cokteles” utilizados para disminuir las plagas y obtener una mejor producción, lo que conlleva un grave problema de contaminación en los cuerpos hídricos (Stoorvogel, 2002).

Por otro lado, las zonas con menor intervención en la provincia del Carchi, son las zonas de conservación, como la Reserva Ecológica El Ángel, que pese a los esfuerzos de control gubernamental, también han sido impactadas por las actividades antropicas donde la cobertura vegetal ha disminuído notablemente en todos los ecosistemas, sobretodo en los humedales y el bosque siempre verde, mientras las lagunas han incrementado alrededor de 3 hectareas(Tabla1) (Gavilanes, 2008).

Una de las razones mas importantes del aumento del agua en las lagunas, es la erosión hídrica provocada por falta de cobertura vegetal ya que el suelo ha perdido su porosidad debido a la carencia de raíces vegetales que permiten airear y abrir el suelo, por lo tanto el suelo pierde la capacidad de absorber el agua; las causas principales de la pérdida de la cobertura vegetal son las actividades como la tala, la movilización sobre el suelo que resulta en la compactación del mismo y actividades agrícolas clandestinas (García, 2004).

Tabla 1.*Cambios en la Cobertura vegetal de la Reserva Ecológica El Ángel*

Cobertura Vegetal Reserva Ecológica El Ángel	Superficie (ha.) 1991	Superficie (ha.) 2007	Diferencia (ha.) 1991-2007
Páramo de frailejones y paja	28212,876	28000,252	212,624
Humedales (páramo de almohadillas y paramo lacustre)	10896,650	7993,241	2903,409
Bosque altimontano norte-andino de polylepis	163,929	88,381	75,548
Bosque siempre verde montano alto	10858,332	9368,913	1489,419
Lagunas	65,527	68,523	2,996

Tomado de: (Gavilanes, 2008).

2.2 Zonas Buffer o de recuperación Biológica como estrategia de conservación

Las actividades antrópicas generan impactos ambientales y una estrategia para contrarrestar estos impactos son las zonas Buffer. Donde se genera un proceso de recuperación ecológica o regeneración natural, que se presenta cuando el ecosistema es liberado de una fase de alteración y comienza una sucesión progresiva, recomponiéndose por sí solo (Machado, 2001). Los Buffers de ribera son los terrenos adyacentes a los ríos en donde la vegetación interactúa con los mismos (Hawes y Smith, 2005). “Los beneficios de las zonas de amortiguamiento son: proteger los recursos del suelo, mejorar la calidad del aire y agua, mejorar el hábitat de peces y la vida silvestre, además ofrecen a las comunidades adyacentes oportunidades económicas, ambiente saludable y protección frente a posibles inundaciones” (Bentrup, 2008).

Las zonas de amortiguamiento cumplen con los siguientes objetivos: reducen la erosión y pérdida de nutrientes, reducen contaminantes y retiran los contaminantes del agua de escorrentía y del viento y con eso mejora la calidad de agua. Las funciones de las zonas buffer de rivera son desacelerar el agua de escorrentía, mejorar la infiltración, atrapar los contaminantes en la escorrentía superficial, retenerlos o procesarlos (Harding., Claasseny Evers, N. 2006) y atrapar los contaminantes en el flujo subsuperficial, estabilizando el suelo y reduciendo la erosión que se da en las riberas (Bentrup, 2008). De hecho cuando se reduce la vegetación de la ribera aumenta la degradación de la calidad de agua. (Hawes, y Smith, 2005).

La eficiencia que tienen las zonas forestadas de remover los contaminantes es muy elevada; de hecho un estudio de 16 ríos en el este de Pennsylvania, Estados Unidos encontró que los ríos mejor forestados eran más eficientes al remover contaminantes, que las zonas sin forestar, las zonas forestadas tenían de 200 a 800 veces la capacidad de recoger nitrógeno (Chesapeake Bay Foundation, n.d.). Por consiguiente, nace la necesidad de preservar, conservar o incluso potenciar las zonas de amortiguamiento que son indispensables para la conservación del medio ambiente y la calidad de agua.

2.3 Físicoquímica de los ecosistemas acuáticos

El ecosistema acuático es el resultado de la interacción entre el agua, la atmosfera, la tierra y los organismos químicos que lo comprenden (Roldán, 2008). La presencia de sustancias químicas disueltas, solubles o insolubles de origen natural o antropogénico determinan el tipo de composición física y química del agua (Barrenechea, 2004). Las actividades antropogénicas alteran en mayor medida la calidad de agua que los fenómenos naturales., Estas actividades modifican los parámetros como, acidez, conductividad, oxígeno disuelto, concentración de fosfatos, nitritos, amonio y metales pesados modificando también la hidromorfología de los cuerpos de agua (Maddock, 1999; Villamarín, 2014).

Para nombrar un ejemplo, los ríos que se ven afectados con exceso de materia orgánica presentan eutrofización en estos habitan los macroinvertebrados bentónicos tolerantes a la contaminación como oligoquetas, chironómidos y dípteros y ocasionalmente organismos indican mediana o buena calidad de los ríos; por el contrario, en aguas frías y con buena oxigenación se presentan una mayor diversidad de familias especialmente aquellas poco tolerantes como tricópteros, plecópteros, etc (Roldán, 1999). Por estas razones, es necesario conocer los cambios en la comunidad de macroinvertebrados y los cambios de los parámetros a distintos niveles espaciales (Villamarín, 2014), ya que los organismos se ven afectados en composición y abundancia. Sin embargo, es importante recalcar que en los Andes la variabilidad de las características fisicoquímicas tienden a cambiar de manera brusca tanto espacial como temporalmente (Jacobsen, Schultz, y Encalada, 1997).

2.3.1 Parámetros Físicos Analizados

2.3.1.1 Turbiedad:

La presencia de materias en suspensión, arcilla, limos, coloides orgánicos, plancton y organismos microscópicos da lugar a la turbidez en el agua. Estas partículas (de dimensiones variables desde 10 nm hasta 0,1 mm) pueden asociarse a tres categorías: minerales, partículas orgánicas húmicas y partículas filamentosas. La turbidez se reduce con la sedimentación natural (Galvín, 2006, pp. 11). Los valores típicos de turbidez son: Agua de río: 15-30 NTU, la turbidez puede llegar a 1000 NTU en épocas de lluvia intensa a causa de la escorrentía superficial que arrastra, hojarasca y materia orgánica (Etienne, 2009).

El aumento de la turbidez se produce a partir de la descarga de efluentes, el calor en el agua aumenta ya que la luz del sol se absorbe haciendo que la concentración de oxígeno disminuya, por lo tanto, este cambio no lo soportan varios organismos y mueren; incluso las partículas de un agua turbia hacen que la luz se disperse haciendo difícil la fotosíntesis para plantas y algas,

mermando la cantidad de oxígeno y contribuyendo a la eutrofización (Lenntech, n.d.). Las aguas turbias suelen estar relacionados con el aumento de patógenos y puede tener un efecto adsorbente de plaguicidas (Galvín, 2006, pp. 11).

2.3.1.2 Temperatura

Es uno de los parámetros físicos más importantes en el agua, pues por lo general influye en el retardo o aceleración de la actividad biológica, la absorción de oxígeno, la precipitación de compuestos, la formación de depósitos (Berenchea, 2004). Es importante en el desarrollo del bosque de ribera por que proporciona la sombra adecuada en el cauce manteniendo la temperatura y el oxígeno disuelto a niveles adecuados, ya que la concentración de oxígeno disuelto disminuye cuando la temperatura del agua se eleva (Elosegi y Díez, 2009).

Un estudio realizado por la Agencia de protección en Estados Unidos demostró que tanto la habilidad para remover el nitrógeno tanto como para mantener una baja temperatura se perdían cuando no se preservan las zonas buffer ya que existe una relación directa en la toxicidad y la temperatura del agua; mientras la temperatura del agua es mayor, más difícil es remover los contaminantes (EPA, 1995).

2.3.1.3 Conductividad Eléctrica

La conductividad es producida por los electrolitos disueltos en el agua que son aportados principalmente por características del terreno drenado, composición mineralógica, tiempo de contacto, gases disueltos, pH y todo lo que afecte a la solubilidad de sales. Concretamente, en un agua natural no muy contaminada, se cumple que el valor del residuo seco en mg/L oscila entre 0,5 y 1,0 veces el valor de conductividad, expresada en $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 1) (Galvín, 2006, pp. 13).

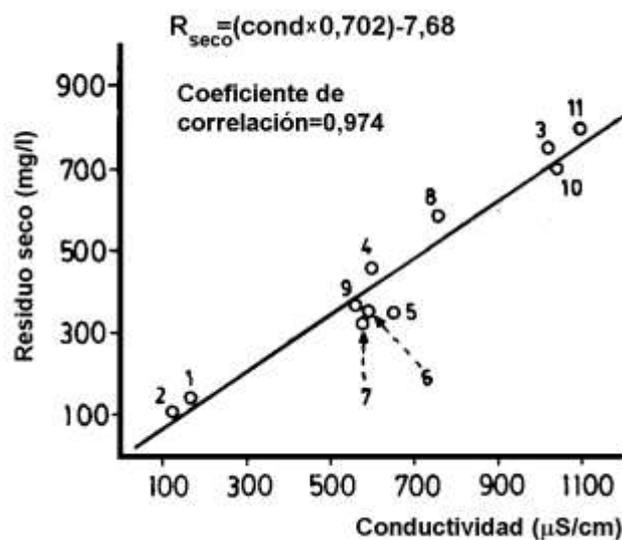


Figura 1. Conductividad Eléctrica vs Densidad de Residuo Seco

Tomado de (Galvín, 2006)

2.2.2 Parámetros Químicos Analizados

2.3.2.1 Oxígeno Disuelto (OD)

La vida en el agua depende de la cantidad de oxígeno que se encuentra disuelto en el agua, la ley de Henry lo define como la relación del equilibrio entre la presión parcial del oxígeno atmosférico y la concentración de oxígeno en el agua; la solubilidad del oxígeno en agua dulce es de 14,6 mg/L a 0 °C y de 7 mg/L a 35 °C a 1 atmósfera de presión (Sawyer, 1978), si la concentración excede el 110% se comporta como contaminante (CIMCOL, 2004). La contaminación de las aguas por materia orgánica influye en la concentración de oxígeno ya que este es requerido para descomponer los contaminantes, también el aumento de la temperatura y la salinidad, son también factores que disminuyen la concentración de oxígeno (Roldán, 2003).

2.3.2.2 Potencial Hidrógeno (pH)

El pH es la medida de acidez o alcalinidad de una sustancia, el agua es ácida cuando el pH tiene un valor menor que 7 y alcalina cuando es mayor que 7; la acidez depende del número de iones libres de hidrógeno (H^+) en una sustancia (Lenntech, n.d). Los valores de las aguas naturales varían entre 6 y 9, la materia orgánica y la baja oxigenación son factores que incrementan la acidez del agua; otro influyente factor en la acidez es la temperatura que causa una disminución 0,01 unidades por cada grado centígrado, y las algas al realizar fotosíntesis también aumentan el pH (Roldán y Ramírez, pp. 206).

2.3.2.3 Fósforo Total

El fósforo es un nutriente de la vida acuática y limitante del crecimiento de la vegetación, sin embargo, su presencia se asocia con la eutrofización de las aguas, con problemas de crecimiento de algas indeseables en embalses y lagos, además de acumulación de sedimentos (Barrenechea, 2004). Las fuentes puntuales antropogénicas de fósforo son las aguas servidas domésticas e industriales y las fuentes no puntuales están asociadas con la escorrentía de áreas agrícolas y domésticas. Una fracción del fósforo se encuentra en fertilizantes orgánicos e inorgánicos (Sánchez, 2001).

El fósforo total determina la cantidad de fósforo orgánico e inorgánico mediante la digestión del fósforo orgánico que se encuentra formando compuestos, para lo cual se oxida el fósforo como ortofosfato para que pueda ser medido (Sanabria, 2005).

2.3.2.4 Amonio (NH_4^+)

Es un indicador de agua contaminada con bacterias, aguas residuales o residuos de animales; tiene una alta concentración cuando existe un medio reductor y un medio oxidante, el ion amonio se transforma en nitrito; en aguas residuales y se genera a partir de la eliminación de compuestos que tienen

nitrógeno orgánico y también por la hidrólisis de la urea (OMS, 2003a).

2.3.2.5 Nitritos y Nitratos

Los Nitritos son un estado de la oxidación del amonio y los nitratos se originan de disolución de rocas y minerales. Se originan también por medio de la descomposición de materia orgánica y de la contaminación por efluentes agrícolas e industriales (Galvin, 2003). La OMS establece un valor guía de 50 mg/L (N-NO₃) y 3 mg/L (N-NO₂) (Barrenechea, 2004).

2.3.2.6 Nitrógeno Total

El nitrógeno total es un indicador de la contaminación; a pesar de que el nitrógeno es esencial para la vida, el aumento de su concentración en el agua lo hacen peligroso para la vida (Espinoza, León y Rodríguez). El nitrógeno junto con el fósforo son los contribuyentes de la eutrofización de las aguas, causando un aumento en la población de algas y por lo tanto un desequilibrio biológico, esto generalmente se debe al aporte de la materia orgánica que está asociada a actividades antrópicas como la agricultura; donde la materia orgánica aumenta por descargas directas o indirectas en aguas superficiales y subterráneas (Ongley, 1997, pp. 7).

2.3.2.7 Cobre

El cobre es un nutriente esencial, aunque a su vez, un contaminante del agua de consumo, al actuar el cobre como alguicida, elimina la capacidad de captación de oxígeno del agua y disminuye el OD drásticamente (Barrenechea, 2004). El valor guía dado por la OMS es 2 mg/L (OMS, 2003b).

2.4 Indicadores Hidromorfológicos

2.4.1 Morfología y características más importantes de los ríos andinos

Los patrones de la biodiversidad son influenciados por la geomorfología de la ribera, los ríos aluviales influyen de manera compleja en la biodiversidad y la morfología, modificándose el transiente de la arena y grava al igual que la vegetación (Ward, 1998). Una de las características importantes es el ancho del río, en ríos menos anchos dependen de la rivera para mantenerse en buen estado, en estos predominarán organismos heterótrofos (presencia de macroinvertebrados); por otro lado a medida que el río se ensancha aguas abajo se genera una mayor cantidad de autótrofos que dependen totalmente del transporte de materia orgánica proveniente de la cabecera del río (Vannote, Minshall, Cummis, Sedell y Cushing, 1980, p 132). La morfología del río es dinámica, tanto la corriente de los ríos como sus características físicas varían rápidamente y son el caudal y la carga de sedimentos las variables que determinan la morfología del cauce (Osterkamp, Hooke y Ridgway, 2006). En la Cordillera de los Andes se drenan varios riachuelos: aquellos que provienen de montañas y aquellos que fluyen desde de acuíferos subterráneos; estos pueden nacer de suelos orgánicos o de lagunas y humedales atravesando páramos, el bosque andino montano alto y el bosque andino montano bajo, estos son los ecosistemas Andinos donde el cauce adopta diferentes características químicas (Sierra, 1999).

2.4.1.1 IHF

El índice de hábitat fluvial (IHF) valora la capacidad del hábitat para el desarrollo de distintas organismos, estos hábitats dependen de la hidrología y el sustrato como son los rápidos, los distintos regímenes de velocidad y profundidad, el grado de inclusión del sustrato y sedimentación en pozas, y la diversidad y presentación de sustratos (Pardo et al., 2002).

La valoración de la diversidad de hábitats juega un rol importante en la evaluación del estado ecológico; a una mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas del hábitat le corresponde una mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo ocupan (Smith & Smith, 2000 y Pardo et al., 2002).

El IHF evalúa concretamente la presencia de 7 parámetros diferentes que hacen referencia al hábitat fluvial (Anexo 1):

- Composición del substrato y medida de las partículas. (Máx. 20 puntos)
- Regímenes de velocidad/profundidad. (Máx. 10 puntos)
- Inclusión rápida – sedimentación pozas. (Máx. 10 puntos)
- Frecuencia de rápidos. (Máx. 10 puntos)
- Porcentaje de sombra en el cauce. (Máx. 10 puntos)
- Elementos de heterogeneidad. (Máx. 10 puntos)
- Cobertura y diversidad de la vegetación acuática. (Máx. 30 puntos)

Los rangos de calidad son el resultado de la suma de cada punto en la zona de estudio (**Tabla 2**), los resultados obtenidos en cada sitio de estudio proporciona un valor que será interpretado con un nivel de calidad del hábitat.

Tabla 2.

Rangos de calidad generales del índice IHF

NIVEL DE CALIDAD	IHF	Color representativo
<i>Muy alta diversidad de hábitats</i>	> 90	Azul
<i>Alta diversidad de hábitats</i>	71 - 90	Verde
<i>Diversidad de hábitats media</i>	50 - 70	Amarillo
<i>Baja diversidad de hábitats</i>	31 - 49	Naranja
<i>Muy baja diversidad de hábitats</i>	< 30	Rojo

Tomado de: (Pardo et al., 2002).

2.4.1.2 QBR y QBR-And

El QBR (Qualitat del Bosc de Ribera) fue diseñado para evaluar la calidad del hábitat de rivera para el manejo de arroyos y ríos Mediterráneos de manera simple; se basa principalmente en 4 dimensiones para su evaluación que son: cobertura vegetal de rivera, estructura de la cubierta, calidad de la cobertura y alteraciones del canal. Lo particular del índice es que también se toma en cuenta la geomorfología y se analiza el cuerpo de agua desde la cabecera hasta las zonas bajas y no se toma en cuenta las áreas que permanecen siempre húmedas ni los macrofitos sumergidos, ya que están dentro de la corriente y se debe tomar en cuenta solo la rivera. Es muy importante tener conocimientos previos de la flora local y no local de árboles para poder realizar el índice de forma adecuada. Los resultados del índice tienen un rango de 100 puntos. Las pruebas para ejecutar el índice se realizaron en cuatro cuencas de Cataluña (Munné, Prat, Solá, Bonada y Rieradevall, 2003 p. 147).

El QBR-And es una modificación a partir del índice QBR (Munné et al., 2003), por (Acosta et al., 2009) para el protocolo CERA para las condiciones y características propias de los ríos altoandinos, este índice nace por la necesidad de conservación de los ecosistemas alto andinos.

Entre los ecosistemas afectados se encuentran los páramos; estos son un conjunto de ecosistemas de alta montaña, estos se encuentran entre los 3.000 a 4.500 metros, y se caracterizan por las grandes cantidades de precipitación existentes y por las bajas temperaturas, tienen una alta diversidad de especies tanto vegetales como animales; este se conforma por suelos de buena calidad con alta humedad y una baja tasa de descomposición que hacen que el páramo haga la función de regulador hídrico que drena nutrientes, material orgánico y sedimentos a zonas de menor altitud de forma que se previene la erosión y el agua se purifica (Hedberg, 1979).

Los bosques andinos montano alto que se encuentran entre los 2500-3000 metros y montano bajo entre los 2000-2500 metros cuentan con una abundante cobertura boscosa (Mena, P; 2006). Debido a la cambiante gradiente altitudinal, los ríos de páramo y de los bosques andinos montano alto y bajo, son rápidos, presentan bajas temperaturas y una buena oxigenación donde habitan miles de organismos acuáticos que son claves para su funcionamiento (Prat et al., 2009).

El QBR-And es una modificación a partir del índice QBR (Munné et al., 2003), por (Acosta et al., 2009) para el protocolo CERA para las condiciones y características propias de los ríos altoandinos incluye cuatro apartados: Grado de Cubierta de la Ribera, Estructura de la Cubierta, Calidad de la Cubierta y Grado de Naturalidad del Canal Fluvial. Para el QBR-And se definen 3 tipos de ribera:

Tipo 1: Ribera de tipo rocoso, que no permite el desarrollo de una comunidad vegetal.

Tipo 2: Ribera típica de páramos y punas, conformada por pajonal de gramíneas, en algunos casos con matorrales bajos, almohadillas y turberas de altura.

Tipo 3: Ribera conformada por una comunidad arbórea y/o arbustiva muy diversa. Este tipo de ribera es la más frecuente entre los 2000 y 4000 msnm y en algunos de los bosques relictos sobre los 4000 msnm en los páramos y punas. Ver el Anexo 2 para la ficha o estadillo de campo completo del índice QBR-And.

Para las estaciones con riberas del tipo 1, solo se puede aplicar el último apartado del protocolo (grado de naturalidad del canal fluvial), al no poder exigírsele más a la ribera, ya que presentan fuertes consolidados rocosos que imposibilitan el crecimiento vegetal. Entonces, para este tipo de ríos, si el grado de naturalidad del canal es óptimo, se obtendrá directamente los 100 puntos (Tabla 3) (Acosta, Ríos, Rieradevall y Prat, 2009).

Tabla 3.*Nivel de Calidad de QBR-And Color representativo*

Nivel de Calidad	QBR-And	Color
Vegetación de ribera sin alteraciones. Calidad muy buena. estado natural	≥ 96	Azul
Vegetación ligeramente perturbado. calidad buena	76-95	Verde
Inicio de alteración importante. calidad intermedia	51-75	Amarillo
Alteración fuerte. mala calidad	26-50	Naranja
Degradación extrema. calidad pésima	≤ 25	Rojo

Tomado de: (Acosta et al., 2009).

2.5 Macroinvertebrados

Los macroinvertebrados acuáticos son organismos esenciales en el desarrollo del ecosistema acuático, conformados en su mayoría por insectos (Thorne y Williams, 1997), miden entre 2 milímetros y 30 centímetros, se desarrollan en esteros, ríos, lagos y lagunas (Carrera y Fierro, 2001); son el componente principal de biomasa animal en varios segmentos de los ríos, transfirieren de energía desde los recursos basales hacia los consumidores superiores de las redes tróficas, la alteración de la comunidad de macroinvertebrados afecta directamente a los niveles superiores (Bonada, 2006). Estos organismos son ampliamente usados como bioindicadores en estudios del estado ecológico del agua debido a la gran sensibilidad a la contaminación y pronta respuesta a perturbaciones (Reece y Richardson, 1999)

Los macroinvertebrados bénticos, están conformados por organismos que permanecen sujetos al fondo de los ecosistemas acuáticos, especialmente bajo sustratos rocosos, en troncos o adheridos a macrófitas y residuos vegetales; utilizan uñas o ventosas en sus apéndices para adherirse al sustrato y evitar ser arrastrados por el flujo. Ciertos tricópteros, construyen casas con material

vegetal o mineral, en forma de diminutos conos, dentro de los cuales encuentran protección y refugio (Grimaldo, 2004).

2.5.1 Influencia de los factores ambientales en la composición y abundancia de las familias de macroinvertebrados bentónicos Andinos.

Las comunidades de macroinvertebrados son fuertemente alteradas diversos impactos ambientales, especialmente antrópicos como grandes obras de ingeniería, la transformación del paisaje, los cambios en el uso de la tierra, generando cambios en sus características, composición y abundancia. (Segnini, 2003, p. 46).

La diversidad se ve afectada por la gradiente altitudinal, dónde la descendiente temperatura y cantidad de oxígeno, la mineralización, heterogeneidad del hábitat y calidad de la rivera determinan en el desarrollo de la comunidad de macroinvertebrados (Villamarín, 2012). Sin embargo, el estudio no utilizó el gradiente altitudinal por la diferencia de aproximadamente 340 metros en altitud enfocándose más en la influencia antrópica de cada zona. Otros factores difíciles de determinar por tener un mayor grado de incertidumbre son el cambio climático, el agotamiento de agua en los ríos así como también cuando existen altas precipitaciones que influyen directamente en la densidad poblacional de los organismos acuáticos (Molina, Pinto, Rosales, y Gibon, 2008).

2.5.2 Macroinvertebrados como Bioindicadores

“Todo organismo puede determinar las condiciones en las que se desarrolla, un indicador biológico será aquel cuya presencia y abundancia señala algún proceso o estado del sistema en el cual habita, las perturbaciones causan variaciones en la composición, estructura y abundancia” (Jaramillo, 2002). Los macroinvertebrados tienen el mayor porcentaje de aceptación como bioindicadores acuáticos, entre macrófitas, hongos y virus, ya que son

indicadores sencillos que tienen relativamente un tiempo de vida largo en comparación a los otros tipos de organismos, siendo su único inconveniente que se trata de muestreos cuantitativos y grupos heterogéneos; pero son desventajas pequeñas en comparación de macrofitas por ejemplo donde existe poca variedad y en bacterias el muestreo tiene problemas de incertidumbre (Roldán, 1999). Según Bonada et al., (2006) estas son alguna de las razones por que los macroinvertebrados son los mejores bioindicadores:

- 1- Tienen una amplia distribución (geográfica y en diferentes tipos de ambientes).
- 2- Una gran riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales.
- 3- Ser en su mayoría sedentarios, lo que permite el análisis espacial de la contaminación.
- 4- La sensibilidad bien conocida de muchos taxa a diferentes tipos de contaminación.
- 5- El uso de muchas especies en estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación.

Una de las tendencias en el estudio de la calidad de agua de los ecosistemas acuáticos es el uso de macroinvertebrados acuáticos, de hecho en la Unión Europea la indicación es la base de toda evaluación y monitoreo de sus 27 países (DOCE, 2000); sin embargo, para Sur América el problema se complica donde la explotación de los recursos, malas prácticas ambientales y la contaminación que se origina de las actividades productivas agrícolas, mineras e industriales, generan impactos irreversibles además de ser restringida la difusión de los estudios de impacto ambiental por cuestiones legales y políticas; añadiendo que existen pocos estudios relevantes que permitan determinar protocolos más específicos para el control de la calidad de agua (Prat et al.,1999).

2.6 Herramientas para la evaluación de la calidad del agua de los ríos andinos

2.6.1 ABI

Este índice es una adaptación del índice BMWP (Biological Monitoring Working Party Score) desarrollado en 1978 en el reino unido (Ríos-Touma, Acosta y Prat, 2009). El ABI (Andean Biotic Index) evalúa el grado de intervención de los ecosistemas acuáticos andinos sobre los 2000 msnm, se asigna valores de 1 a 10 dependiendo de la tolerancia a la contaminación que tiene cada familia siendo las familias más sensibles las que tienen un mayor puntaje. Los valores superiores a 98 presentan una calidad de agua muy buena, de 59 a 96 bueno, los valores de 35 a 58 presentan una calidad regular y los valores menores a 35 presentan una mala calidad de agua (Acosta et al., 2009).

El programa CABIRA (Prat et al., 2013) cuenta también con el índice y es calculado al momento de ingresar los datos ya que ahora es parte integral del índice IMEERA. Las ventajas de este índice es que es rápido y cualitativo (Ríos-Touma et al., 2009).

2.6.2 IMEERA

Es el Índice Multimétrico de Estado Ecológico de Ríos Altoandinos, el rango del índice va de los 2500 a los 5000 metros sobre nivel del mar. Es un índice biótico basado en macroinvertebrados que se generó a partir de 123 sitios en 8 ríos pertenecientes a cuencas altoandinas desde el sur del Perú hasta el norte del Ecuador. Para desarrollar el índice multimétrico los datos analizados de los macroinvertebrados se usaron para calcular 69 medidas biológicas biológicas, las categorías incluidas de estas medidas fueron: la riqueza taxonómica, la composición taxonómica, el grupo funcional, la preferencia de hábitats y valores de tolerancia e intolerancia a la contaminación; para esto se realizó un

análisis de componentes principales para calcular las variables más influyentes para realizar el índice. El índice está facilitado por el programa CABIRA aplicación informática ha sido desarrollada por el grupo de investigación F.E.M. Una de las mayores ventajas es la sensibilidad que tiene a los cambios fisicoquímicos e hidromorfológicos lo que la hacen una herramienta esencial al momento de evaluar el estado ecológico además de que es específico en el tipo de vegetación para Bosques se utiliza el IMEERA-B y para páramos se utiliza el IMEERA-P de modo que permite diferenciar las zonas de referencia con las alteradas de una mejor manera (Villamarín et al., 2013).

3. Metodología

3.1 Área de estudio

El presente estudio se desarrolló en la cuenca del río El Ángel, localizado en la provincia del Carchi en los cantones Espejo y Bolívar, que tiene una formación vegetal natural de matorral húmedo montano y bosque siempreverde montano alto (Sierra, 1999). Se muestrearon dos microcuencas, la del río Cariyaqu y la del río Huarmiyaqu, que se encuentran localizadas en la zona media de la cuenca, en donde la actividad agrícola es más intensa; para lo cual se tomaron como referencia a ríos con bosque natural en su ribera y se recolectaron muestras de pastizales y cultivo de papa. Dichas muestras, fueron tomadas entre el 16 y 18 de Abril del 2015, para el proyecto financiado por la Universidad de las Américas perteneciente al Centro de Investigación CIEDI: "Impacto del cambio de uso del suelo sobre las características físico-químicas y biológicas del suelo y agua de dos microcuencas (Cariyaqu y Huarmiyaqu) del río El Ángel" con número 2015/31072015/CIEDI, las muestras y análisis fueron tomadas y realizadas por los investigadores y estudiantes que colaboraban en el proyecto como pasantes o tesistas.

En el muestreo se realizó el análisis de los parámetros físicos y químicos del agua: pH, temperatura, turbidez, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica,

mintras que en el laboratorio se analizó fósforo total, amonio, cobre, nitratos, nitritos, nitrógeno total. Además se determinaron la estructura y la composición de macroinvertebrados de la comunidad bentónica a nivel de familia, mediante la contabilización los individuos para poder realizar análisis de bioindicación mediante índices basados en macroinvertebrados. Para poder comparar las variables fisicoquímicas y biológicas se realizaron comparaciones usando métodos estadísticos.

3.2 Fase de campo

3.2.1 Usos del suelo

Los usos de suelo fueron definidos por las actividades realizadas en la cuenca; Los tres usos de suelo considerados para el estudio fueron: uso agrícola, donde domina el paisaje el cultivo de papa, las pasturas para ganadería y áreas de vegetación natural que presenta con una mínima intervención antrópica, estas zonas fueron consideradas como zonas de referencia. El último uso de suelo servirá para hacer las evaluaciones correspondientes y establecer el impacto del cambio del uso del suelo en las características fisicoquímicas, bioquímicas y biológicas en los recursos agua y suelo.

Una vez definidos los usos de suelo, se estableció un transecto de 100 metros de longitud para cada zona para realizar los muestreos fisicoquímicos y biológicos

3.2.2 Caracterización físico química del agua

Para realizar la caracterización fisicoquímica del agua se colectaron muestras en tramos del río paralelos a los transectos a los sitios de muestreo de los suelos. Los muestreos se realizaron entre el 16 y 18 de abril de 2015.

Los análisis de agua realizados fueron parámetros fisicoquímicos: oxígeno disuelto, conductividad, pH, temperatura.

3.2.3 Muestreo de Macroinvertebrados acuáticos

Las muestras para coleccionar los individuos se coleccionaron mediante el uso de la red surber en los ríos Cariyacu y Huarmiyacu, las muestras y la recolección se realizó utilizando la metodología de muestreo cuantitativo de macroinvertebrados acuáticos (MIQU); en donde constan las directrices para: seleccionar el tramo de río, estudiar el tramo de río, localizar las unidades de hábitat de acuerdo al sustrato, la separación muestrear mediante el uso de las mallas o red surber y conteo de macroinvertebrados (Núñez and Prat 2009, Villamarín et al., 2013). Ver (Anexo 3) para la hoja de campo de este protocolo.

La red surber utilizada para el muestreo tiene un área de $0,1023 m^2$ y una malla de $250 \mu m$, se utiliza un total de 12 muestras de cada tipo de sustrato para el muestreo; los sustratos son dominante cuando tienen una proporción mayor al 5% en el sitio de muestreo, el sustrato marginal donde los hábitats tienen una menor o igual proporción al 5% y finalmente el sustrato representativo es aquel que tiene un mayor porcentaje de proporción (Núñez y Prat, 2009)

El conteo es la fase final del MIQU, esta fase fue realizada en el laboratorio del Centro de Investigación, Estudios y Desarrollo de Ingeniería (**CIEDI**).

3.3. Análisis de datos

Corresponde a la fase de laboratorio y escritorio.

3.3.1 Análisis de parámetros Físicos, Químicos e Hidromorfológicos

Análisis de Componentes Principales (ACP), fue utilizado para identificar los pesos de las principales variables ambientales en el estudio utilizando el programa Past v3.14 (Hammer et al., 2001). El análisis de Componentes principales es una técnica estadística que sirve para reducir el número de variables, conservando la mayor cantidad de información posible. Los nuevos componentes principales son independientes entre sí, estos factores serán una combinación lineal de las variables originales. (Terradez, 2000)

3.3.2 Análisis de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos

Se elaboró un análisis de la riqueza y densidad de los macroinvertebrados encontrados en cada punto de análisis. Para la determinación de la densidad se utilizó la siguiente fórmula, que utiliza el área de la red Surber y el número de individuos (Carvacho, 2012).

Primero se calcula el área total de la red, cada red tiene $0,09 m^2$, para cada punto se usaron 12 submuestras obteniendo un área total de $1,08 m^2$.

$$\text{Área Total} = \text{Red surber} \times \text{Número de muestras} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Finalmente la densidad es el resultado del número de individuos por área siendo una medida adimensional

$$\text{Densidad} = \frac{\text{Número de Individuos}}{\text{Área Total}} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Para identificar el comportamiento de densidad en la comunidad de macroinvertebrados se realizó un Análisis de Escalamiento Multidimensional no paramétrico (NMDS) utilizando la densidad de los macroinvertebrados en cada sitio de muestreo, el análisis se realizó utilizando el programa Past v3.14 (Hammer et al., 2001).

Adicionalmente, el conjunto de las variables ambientales fueron analizadas por medio de un Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) utilizando el programa Past v3.14 (Hammer, Harper y Ryan, 2001). Para este análisis se incluyó los índices IHF y QBR, la densidad de macroinvertebrados y las variables fisicoquímicas. Mediante este análisis fue posible identificar las relaciones y las diferencias significativas en el conjunto de las variables ambientales de los diferentes usos del suelo.

3.3.3 Análisis de calidad ecológica

Los análisis para la determinación de la calidad ecológica se basaron en la aplicación de distintos parámetros de evaluación (ABI, IMEERA).

Para la determinación del índice biótico andino (ABI) se asignó el valor de cada familia comprendida de 1 a 10, siendo 1 muy tolerantes y 10 intolerantes (Encalada et al., 2011). La determinación de la calidad es: >96 muy bueno, 59-96 bueno, 35-58 regular, 14-34 malo, <14 pésimo. El Índice Multimétrico de Estado Ecológico de Ríos Altoandinos (IMEERA), es un método de evaluación de los ríos alto-andinos ubicados sobre los 2000 hasta los 4800 msnm, que considera varios índices bióticos como la densidad de macroinvertebrados, composición taxonómica, la tolerancia de los macroinvertebrados para la determinación del estado ecológico del río (Villamarín, 2012). Para el cálculo del IMEERA se utilizó el software CABIRA.

4. Resultados

4.1 Parámetros Fisicoquímicos

4.1.1 Temperatura

La temperatura promedio más baja se obtuvo en la zona de referencia, con 9,45°C y la más alta en la zona de pasto con 11,08°C. La temperatura mínima, 8° se presentó en la zona de referencia, en tanto que las máximas encontradas fueron en la zona de papa, 12,5°C y 13,5°C en la de pasto (Tabla 4).

Tabla 4.*Valores de temperatura en los puntos de muestreo*

Río	Uso de Suelo	Código	Temperatura (°C)	Desviación estándar	Media	Mínimo	Máximo	
Cariyaqu	Referencia	CA03	11,3	1,08	9,45	8	11,3	
		CA04	9,2					
		CA05	10,4					
Huarmiyaqu		HA01	8,9					
		HA02	8,9					
		HA03	8					
Cariyaqu	Papa	CA01	12,4	1,42	11	8,8	12,5	
		CA02	12,5					
		CA03	11,3					
Huarmiyaqu		HA03	10					
		HA02	8,8					
		Cariyaqu	Pasto					CA01
CA02	12,5							
CA03	11,2							
Huarmiyaqu	HA02			9,6				
	HA03			8,6				

4.1.2 Oxígeno Disuelto

El contenido promedio de oxígeno disuelto más bajo se obtuvo en la zona de papa, con 72,56% y la más alta en la zona de referencia con 99,91%. El valor mínimo de porcentaje de oxígeno disuelto fue de 35,6% en la zona de papa, en tanto que los contenidos máximos encontrados fueron en la zona de referencia con un porcentaje de 117% (Tabla 5).

Tabla 5.*Contenido de oxígeno disuelto en los puntos de muestreo*

Río	Suelo	Código	Oxígeno Disuelto %	Desviación estándar	Media	Mínimo	Máximo
Cariyaqu	Referencia	CA03	99	9,88	99,91	85,2	117
		CA04	85,2				
		CA05	103				
Huarmiyaqu		HA01	117				
		HA02	92,3				
		HA03	103				
Cariyaqu	Papa	CA01	56,9	23,63	72,56	35,6	97,6
		CA02	35,6				
		CA03	77				
Huarmiyaqu		HA03	97,6				
		HA02	95,7				
		CA01	51,7				
Cariyaqu	Pasto	CA02	57,5	18,44	74,64	51,7	98
		CA03	73,1				
		HA02	98				
Huarmiyaqu		HA03	92,9				

4.1.3 Turbidez

La turbidez promedio más baja se obtuvo en la zona de pasto, con 5,12 NFU y la más alta en la zona de referencia con 6,92 NFU. La turbidez mínima, 3,31 se presentó en la zona de pasto, mientras que los valores máximos encontradas fueron en la zona de referencia 11 NFU (Tabla 6).

Tabla 6.

Resultados de Turbidez

Río	Suelo	Código	Turbidez NFU	Desviación estándar	Media	Mínimo	Máximo	
Cariyaqu	Referencia	CA03	6,8	2,05	6,92	4,21	11	
		CA04	11					
		CA05	5,82					
Huarmiyaqu		HA01	6,81					
		HA02	6,89					
		HA03	4,21					
Cariyaqu	Papa	CA01	7,2	1,15	5,30	3,68	7,2	
		CA02	4,96					
		CA03	5,74					
Huarmiyaqu		HA03	3,68					
		HA02	4,94					
		Cariyaqu	Pasto					CA01
CA02	5,65							
CA03	6,06							
Huarmiyaqu	HA02			4,62				
	HA03			3,31				

4.1.4 Potencial Hidrogeno pH

El pH promedio más baja se obtuvo en la zona de pasto, con un valor de 7,12 y la más alta en la zona de referencia con 7,27. El pH mínimo, 7 se presentó en todos los usos de suelo, en tanto que los valores máximos encontrados fueron en la zona de referencia, 7,8 y 7,4 en la de papa (Tabla 7). No obstante los valores no difieren considerablemente en los diferentes usos.

Tabla 7.*Resultados de Potencial Hidrógeno pH*

Río	Suelo	Código	Potencial Hidrogeno	Desviación estándar	Media	Mínimo	Máximo	
Cariyaqu	Referencia	CA03	7,2	0,32	7,27	7	7,8	
		CA04	7,8					
		CA05	7					
Huarmiyaqu		HA01	7					
		HA02	7					
		HA03	7,6					
Cariyaqu	Papa	CA01	7,2	0,15	7,16	7	7,4	
		CA02	7					
		CA03	7,4					
Huarmiyaqu		HA03	7,2					
		HA02	7					
		Cariyaqu	Pasto					CA01
CA02	7,1							
CA03	7,3							
Huarmiyaqu	HA02			7,2				
	HA03			7				

4.1.5 Conductividad Eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica promedio más baja se obtuvo en la zona de referencia, con 0,025 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y la más alta en la zona de papa con 0,858 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La conductividad eléctrica mínima, 0,01 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se presentó en la zona de referencia, en tanto que los valores de conductividad eléctrica máximos encontradas fueron en la zona de papa, 4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 2,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la de pasto (Tabla 8).

Tabla 8.*Resultados de Conductividad Eléctrica*

Río	Suelo	Código	Conductividad Eléctrica ($\mu\text{S/cm}$)	Desviación estándar	Media	Mínimo	Máximo
Cariyaqu	Referencia	CA03	0,04	0,01	0,025	0,01	0,04
		CA04	0,03				
		CA05	0,03				
Huarmiyaqu		HA01	0,01				
		HA02	0,01				
		HA03	0,03				
Cariyaqu	Papa	CA01	0,05	1,57	0,858	0,04	4
		CA02	0,04				
		CA03	0,04				
Huarmiyaqu		HA03	4				
		HA02	0,16				
Cariyaqu	Pasto	CA01	0,06	0,90	0,502	0,04	2,3
		CA02	0,05				
		CA03	0,04				
Huarmiyaqu		HA02	2,3				
		HA03	0,06				

4.1.6 Fósforo Total

El fósforo total promedio más bajo se obtuvo en la zona de referencia, con 52,33 mg/l y el más alto en la zona de pasto con 56,2 mg/l. La concentración de fósforo total mínima, 48 mg/l se presentó en la zona de referencia, en tanto que el máximo encontrado fue en la zona de pasto, 63 mg/l y 59 mg/l en la de papa (Tabla 9).

Tabla 9.*Resultados de Fósforo Total*

Río	Suelo	Código	Fósforo Total (mg/l)	Desviación estándar	Media	Mínimo	Máximo
Cariyaqu	Referencia	CA03	56	2,36	52,33	48	56
		CA04	48				
		CA05	52				
Huarmiyaqu		HA01	53				
		HA02	53				
		HA03	52				
Cariyaqu	Papa	CA01	58	3,14	55,4	50	59
		CA02	55				
		CA03	59				
Huarmiyaqu		HA03	55				
		HA02	50				
		CA01	55				
Cariyaqu	Pasto	CA02	57	3,71	56,2	53	63
		CA03	53				
		Huarmiyaqu	HA02				
CA01			55				
HA03			53				

4.1.7 Amonio

La concentración de amonio más baja se obtuvo en la zona de referencia, de hecho no se encontró amonio en la referencia y concentración más alta se obtuvo en la zona de papa con 0,04 mg/l. Las concentraciones máximas encontradas fueron en la zona de papa, 0,1 mg/l y 0,1 mg/l en la de pasto (Tabla 10).

Tabla 10.*Resultados de Amonio*

Río	Suelo	Código	Amonio (mg/l)	Desviación estándar	Media	Mínimo	Máximo
Cariyaqu	Referencia	CA03	0	0	0	0	0
		CA04	0				
		CA05	0				
Huarmiyaqu		HA01	0				
		HA02	0				
		HA03	0				
Cariyaqu	Papa	CA01	0,1	0,05	0,04	0	0,1
		CA02	0				
		CA03	0				
Huarmiyaqu		HA03	0,1				
		HA02	0				
Cariyaqu	Pasto	CA01	0,1	0,04	0,02	0	0,1
		CA02	0				
		CA03	0				
Huarmiyaqu		HA02	0				
		HA03	0				

4.1.8 Nitritos

La concentración promedio de nitritos más baja se obtuvo en la zona de referencia con 0,0013 mg/l y el más alto en la zona de papa con 0,0056 mg/l. La concentración de nitritos mínima, 0,001 mg/l se presentó en la zona de referencia, en tanto que los máximos encontrados fueron en la zona de pasto, 0,002 mg/l (Tabla 11).

Tabla 11.*Resultados de Nitritos*

Río	Suelo	Código	Nitritos (mg/l)	Desviación estándar	Media	Mínimo	Máximo	
Cariyaqu	Referencia	CA03	0,001	0,00075	0,0013	0,001	0,003	
		CA04	0,001					
		CA05	0,003					
Huarmiyaqu		HA01	0,001					
		HA02	0,001					
		HA03	0,001					
Cariyaqu	Papa	CA01	0,014	0,0048	0,0056	0,002	0,014	
		CA02	0,002					
		CA03	0,008					
Huarmiyaqu		HA03	0,002					
		HA02	0,002					
		Cariyaqu	Pasto					CA01
CA02	0,002							
CA03	0,002							
Huarmiyaqu	HA02			0,002				
	HA03			0,002				

4.1.9 Nitratos

La concentración promedio de nitratos más bajo se obtuvo en la zona de referencia, con 0,42 mg/l y el más alto en la zona de papa con 0,72 mg/l. La concentración de nitratos mínima, 0,3 mg/l se presentó en la zona de pasto, en tanto que los máximos encontrados fueron en la zona de papa y referencia, con 0,5 mg/ (Tabla 12).

Tabla 12.

Resultados de Nitratos

Río	Suelo	Código	Nitratos (mg/l)	Desviación estándar	Media	mínimo	Máximo	
Cariyaqu	Referencia	CA03	0,4	0,037	0,42	0,4	0,5	
		CA04	0,4					
		CA05	0,4					
Huarmiyaqu		HA01	0,4					
		HA02	0,5					
		HA03	0,4					
Cariyaqu	Papa	CA01	0,4	0,392	0,72	0,4	1,2	
		CA02	0,4					
		CA03	1,2					
Huarmiyaqu		HA03	1,2					
		HA02	0,4					
		Cariyaqu	Pasto					CA01
CA02	0,4							
CA03	1							
Huarmiyaqu	HA02			0,9				
	HA03			0,3				

4.1.10 Cobre

La concentración promedio de cobre más baja se obtuvo en la zona de referencia, con 0,01 mg/l y la más alta en la zona de papa con 0,026 mg/l. La concentración mínima, fue de 0,01 mg/l en la zona de referencia y pasto, y las concentraciones máximas encontradas fueron en la zona de papa y pasto, con 0,03 mg/l (Tabla 13).

Tabla 13.

Resultados de Cobre

Río	Suelo	Código	Cobre (mg/l)	Desviación estándar	Media	Mínimo	Máximo
Cariyaqu	Referencia	CA03	0,01	0	0,01	0,01	0,01
		CA04	0,01				
		CA05	0,01				
Huarmiyaqu		HA01	0,01				
		HA02	0,01				
		HA03	0,01				
Cariyaqu	Papa	CA01	0,03	0,005	0,026	0,02	0,03
		CA02	0,03				
		CA03	0,03				
Huarmiyaqu		HA03	0,02				
		HA02	0,02				
Cariyaqu	Pasto	CA01	0,02	0,006	0,02	0,01	0,03
		CA02	0,02				
		CA03	0,03				
Huarmiyaqu		HA02	0,01				
		HA03	0,02				

4.1.11 Nitrógeno Total

La concentración promedio de nitrógeno total más baja se obtuvo en la zona de referencia, con 0,33 mg/l y la más alta en la zona de papa con 3 mg/l. La concentración mínima, fue de 0 mg/l en todas las zonas, y las concentraciones máximas encontradas fueron en la zona de papa, 8 mg/l y 2 mg/l en la de pasto (Tabla 14).

Tabla 14.*Resultados de Nitrógeno Total*

Río	Suelo	Código	Nitrógeno Total (mg/l)	Desviación estándar	Media	Mínimo	Máximo
Cariyaqu	Referencia	CA03	1	0,47	0,33	0	1
		CA04	0				
		CA05	1				
Huarmiyaqu		HA01	0				
		HA02	0				
		HA03	0				
Cariyaqu	Papa	CA01	2	2,68	3	0	8
		CA02	8				
		CA03	2				
Huarmiyaqu		HA03	3				
		HA02	0				
		CA01	2				
Cariyaqu	Pasto	CA02	1	0,89	1	0	2
		CA03	0				
		Huarmiyaqu	HA02				
CA01			2				
HA03			0				

4.2 Resultados de Macroinvertebrados

En el estudio se encontraron 7 clases, 12 órdenes y 25 familias y alrededor de 5441 individuos; en el Anexo 4 se encuentran los individuos encontrados por familia y muestra (Tabla 15).

Se obtuvo una densidad total de 255 individuos por cada metro cuadrado; para la zona de referencia, seguidos de una densidad de 446,85 ind/ m^2 para los cultivos de papa y finalmente una densidad de 290,74 ind/ m^2 para pasto. El porcentaje total de individuos por uso de suelo en los puntos de referencia es de 26,79% seguidos del 28,85% en pastos y el mayor porcentaje es 44,3% en papa. La riqueza fue de 18 familias para la referencia, 21 para la papa y 17 para las estaciones de pasto (tabla 16).

Tabla 15.*Familias Encontradas Durante el Muestreo*

Clase	Orden	Familia	Referencia	Pasto	Papa	
Turbellaria	Turbellaria	Planariidae	X	X	X	
Oligocheta			X	X	X	
Gasteropoda	Basommatophora	Physidae			X	
Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae			X	
Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae		X	X	
Arachnida	Trombidiformes	Sub Orden: Hydracarina	X	X	X	
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	X	X	X	
		Leptophlebiidae	X			
	Plecoptera	Gripopterygidae	X	X		
	Heteroptera	Veliidae			X	
	Trichoptera	Hydroptilidae	X	X	X	
		Hydrobiosidae	X	X	X	
		Glossomatidae		X		
		Limnephilidae			X	
	Lepidoptera	Pyralidae	X			
	Coleoptera	Scirtidae	X	X	X	
		Elmidae	X	X	X	
		Staphylinidae			X	
	Diptera	Blephariceridae			X	X
		Simuliidae	X	X	X	
		Tipulidae	X	X	X	
		Limoniidae	X			
		Ceratopogonidae	X	X	X	
Empididae		X	X	X		
Chironomidae		X	X	X		
Muscidae	X		X			

Tabla 16.*Densidad y Abundancia por uso de suelo*

	Abundancia	Riqueza	% Individuos por uso de suelo	Densidad ind/ m ²
Referencia	1458	18	26,79	255
Pasto	1570	17	28,85	290,74
Papa	2413	21	44,34	446,85

4.3 Resultados Calidad del hábitat fluvial y del bosque de ribera del Río

En la tabla 16 se reflejan el aumento en la calidad del hábitat fluvial y la ribera donde los puntos de referencia son óptimos para compararlos con los puntos de mayor grado de alteración, tanto de pasto como papa. El punto CA-01 Pasto presentó los peores valores en general tanto de IHF como QBR seguido del punto CA-01 Papa con una degradación en la calidad de ribera y una baja diversidad de hábitats

En esta tabla también se encuentran los promedios para cada punto; el pasto tiene un promedio de 60,8 para el IHF y 59 para el QBR mostrando el promedio más bajo de diversidad de hábitats y calidad de la ribera; en donde ya presentan un inicio de perturbación y diversidad media. Seguidos de las muestras de papa que presentan una calidad un poco mayor que las de pasto y finalmente las zonas de referencia que si bien no presentan las características de una zona óptima y sin alteración, provee un buen punto de comparación para el estudio.

Tabla 17.

Comparación de los índices IHF y QBR

PUNTO	IHF	Promedio IHF	QBR	Promedio QBR
CA-03-Referencia	66	67,4	80	92
CA-05-Referencia	72		95	
H-01-Referencia	62		90	
H-02-Referencia	61		100	
H-03-Referencia	76		95	
CA-01-Papa	53	62,8	20	64
CA-02-Papa	63		45	
CA-03-Papa	66		95	
H-02-Papa	62		70	
H-03-Papa	70		90	
CA-01-Pasto	49	60,8	10	59
CA-02-Pasto	57		80	
CA-03-Pasto	59		90	
H-02-Pasto	67		35	
H-03-Pasto	72		80	

4.4 Análisis de datos Físicoquímicos e Hidromorfológicos

4.4.1 Análisis de la variabilidad de los datos físicoquímicos e hidromorfológicos Análisis De Componentes Principales (ACP)

Para el análisis de componentes principales (ACP) se utilizó el programa PAST v3.14 se consideraron las variables físicoquímicas, el IHF, QBR relacionándolas con las estaciones de los distintos tipos de suelo.

Los componentes 1 y 2 suman un total del 55,8 % de la varianza acumulada. Las variables más representativas del análisis para el componente 1 son el IHF, el QBR, la temperatura, el oxígeno disuelto, el cobre y el nitrógeno total y el fósforo es la variable que se presenta en ambos componentes; en el componente 2 se encuentran la turbidez, la conductividad eléctrica y los nitratos los índices IHF y QBR el oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica y nitratos. Las variables del componente 1 son las variables indispensables para la calidad del ecosistema acuático; mientras que en el componente 2 se encuentran variables que influyen en la contaminación del ecosistema.

Tabla 18.

Valores de Varianza del Análisis de Componentes Principales

PC	Eigenvalue	% variance
1	4.37338	36.445
2	2.32008	19.334
Total		55.779

Tabla 19.*Cargas de las Variables para los Componentes 1 y 2*

	PC 1	PC 2
IHF	<u>-0.3195</u>	0.23389
QBR	<u>-0.34367</u>	-0.15938
Temperatura	<u>0.39963</u>	-0.20552
Oxígeno Disuelto	<u>-0.38951</u>	0.26759
Turbidez	-0.060956	<u>-0.46524</u>
pH	-0.11872	-0.073574
CE	0.059265	<u>0.54617</u>
Fósforo Total	<u>0.30623</u>	<u>0.30711</u>
Nitritos	<u>0.29582</u>	-0.081213
Nitratos	0.12102	<u>0.41255</u>
Cobre	<u>0.37049</u>	-0.053718
Nitrógeno total	<u>0.33745</u>	0.10906

En el gráfico del Análisis Componentes Principales (Figura 2) se observan las distintas estaciones con sus variables en cada cuadrante. En el primer cuadrante se agrupan las estaciones más relacionadas respecto a las características fisicoquímicas: conductividad eléctrica, nitratos y fósforo total, que son las pertenecientes a las estaciones del río Huarmiyacu en las zonas de uso de pasto y papa. En el segundo cuadrante se encuentran representadas las estaciones con más influencia del oxígeno disuelto y el índice IHF en las zonas de pasto y referencia. El tercer cuadrante muestra las estaciones que presentan las variables turbidez, pH y el Índice QBR, en este cuadrante se encuentran todas las estaciones de referencia excepto H-03 Referencia y también se encuentra un punto de muestreo de Papa H-03 Papa. Por último se tiene el cuarto cuadrante donde se encuentran las variables fisicoquímicas: nitritos, cobre y temperatura donde se encuentran los puntos de pasto y papa relacionados con la contaminación antrópica.

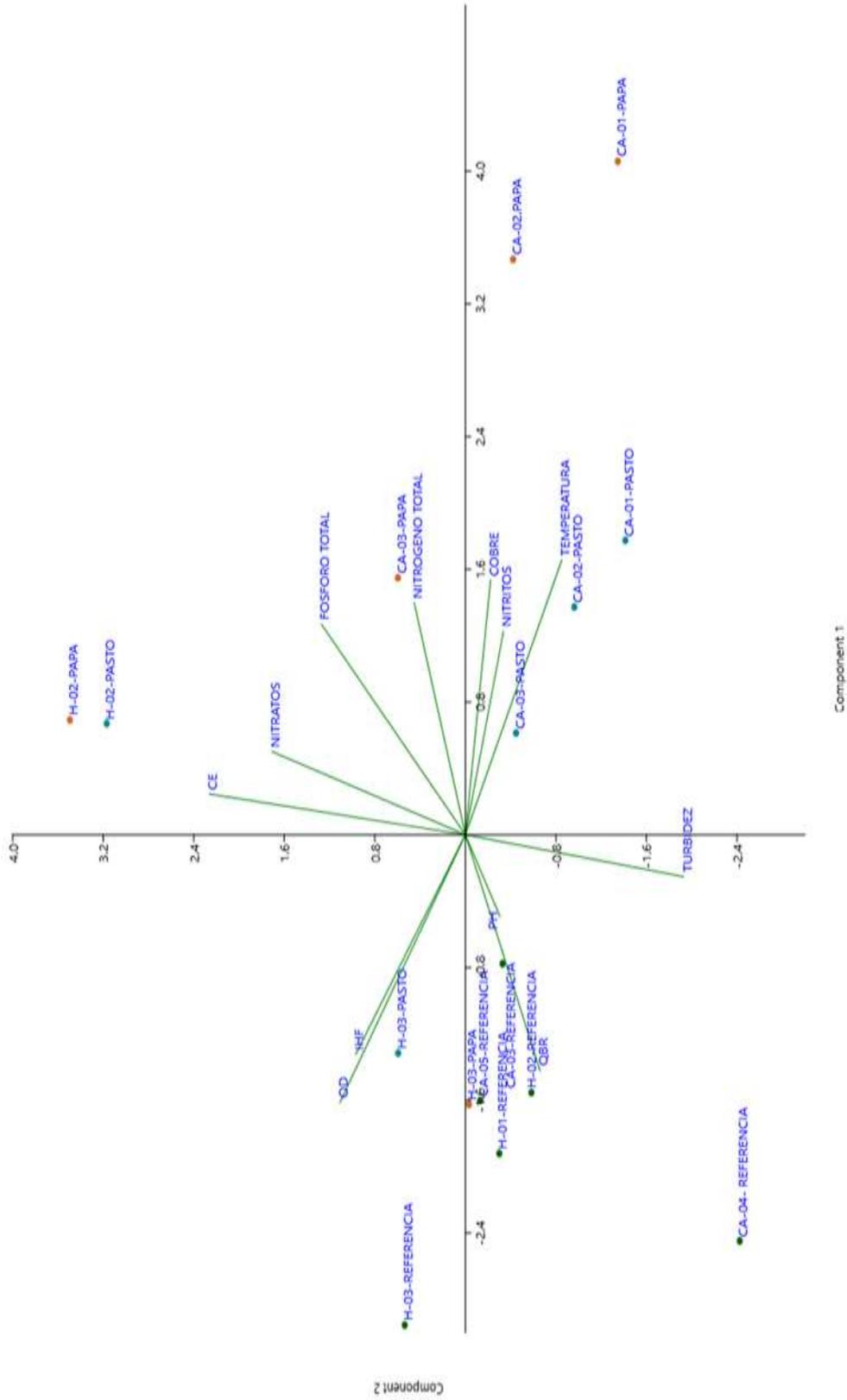


Figura 2. Análisis de Componentes Principales

4.5 Análisis Macroinvertebrados

4.5.1 Análisis NMDS densidad de Macroinvertebrados.

En el análisis Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) se utilizó para encontrar la similitud de datos usando la densidad de los macroinvertebrados de cada estación. El estrés encontrado fue de 0,1785.

En el análisis se determina que la mayoría de puntos de referencia se encuentran en la parte central y las variables con mayor riqueza como son el punto CA-01 Papa y CA-01 Pasto en el extremo derecho se evidencia una menor riqueza en los puntos H-03 Pasto y H1-Referencia que además presentan características similares.

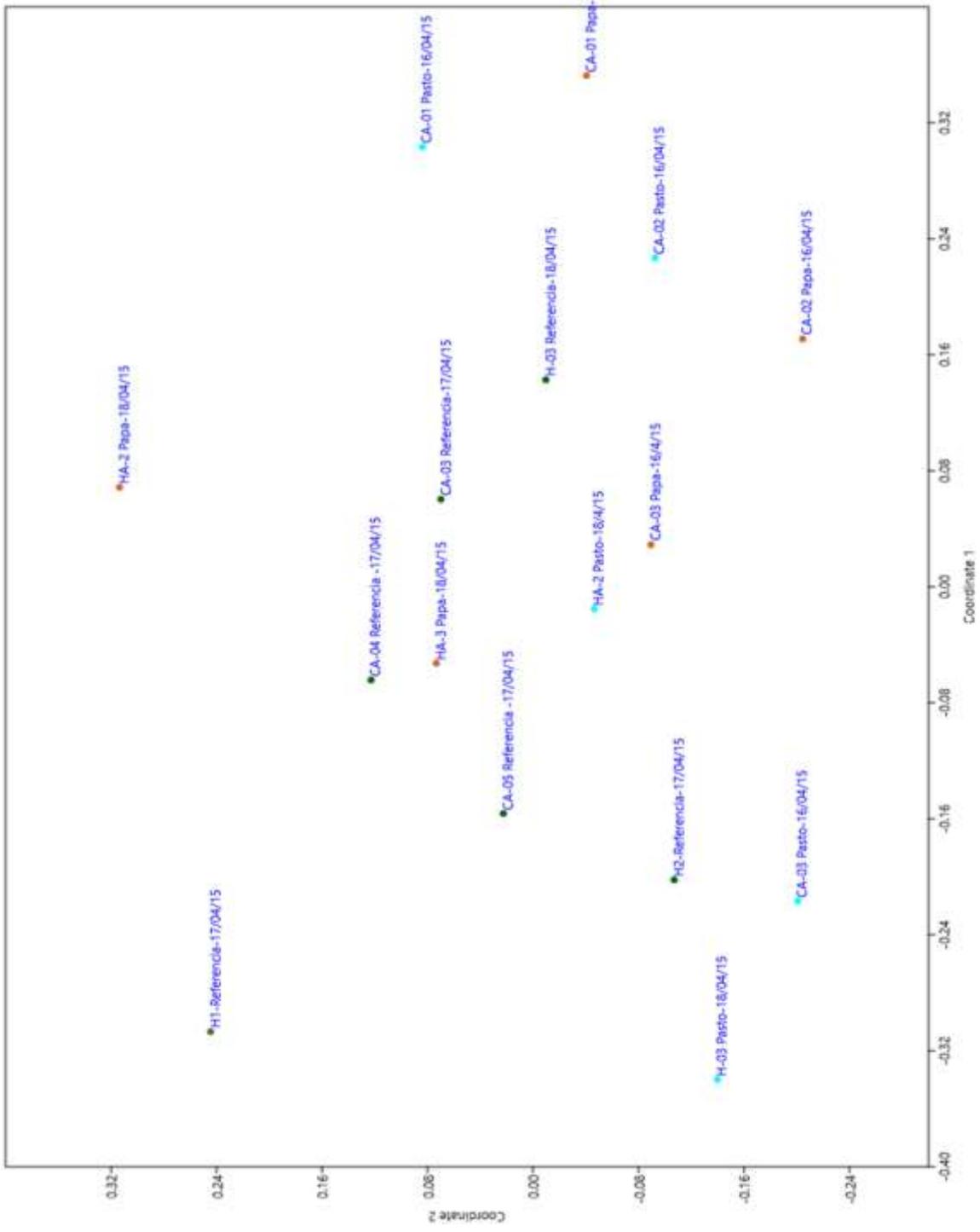


Figura 3. NMDS de los puntos de muestreo

4.6 Análisis Ambiental y Biológico

4.6.1 Análisis de Correspondencias Canónicas de las variables Ambientales y biológicas (ACC)

El ACC permite relacionar la influencia de cada variable ambiental con la abundancia de los macroinvertebrados en los diferentes puntos de muestreo de modo que se pueda analizar mejor el comportamiento de las variables para cada uso de suelo. Para el análisis se utilizaron las familias más significativas mayores o iguales a 10.

Los Primeros ejes Cuentan con un 51,87 % (Tabla 20).

Tabla 20.

Porcentaje de varianza para el Análisis de Correspondencias Canónicas ejes 1 y 2

Axis	Eigenvalue	%
1	0,091338	30,8
2	0,062487	21,07
% Varianza acumulada		51,87

En el análisis como primera observación se deduce que los puntos de referencia se encuentran separados en el sector derecho, a excepción del punto H03- Referencia. En el primer cuadrante se encuentra la variable QBR y la relación que tiene con los puntos de referencia H-01 y H-02 y el punto CA-01 Pasto; en este sector se encuentran las familias Gripopterygidae, Scirtidae que son familias que dependen de una buena calidad de agua y son poco tolerantes a la contaminación. En el segundo cuadrante se identifican las variables fisicoquímicas cobre, nitrógeno total, fósforo total, nitritos y temperatura que se relacionan con las familias sensibles como Blephariceridae y Empididae, en puntos intervenidos CA-01 Pasto, CA-02 Pasto, CA-03 Pasto, CA-02 Papa y H-03 Pasto.

El tercer cuadrante relaciona el pH y las familias con una alta densidad Baetidae, Chironomidae, Hidroptilidae con los puntos H-03 Referencia, CA-03 Pasto y H-02 Pasto. Por último en el cuarto cuadrante el sector presenta la relación entre el oxígeno disuelto, turbidez, conductividad eléctrica, IHF y Nitratos con 3 puntos de referencia que son los puntos CA-03 CA-04 CA -05 con los puntos de H-02 y H-03 Papa con relación a las Familias Oligocheta, Hydrobiosidae, Planaridae, Elmidae, Simuliidae y Ceratopogonidae.

4.7 Análisis de Calidad Ecológica

4.7.1 Análisis ABI

Para determinar el Índice Biótico Andino de cada uso del suelo se procedió a promediar los resultados índices de cada uso del suelo (Figura 6). El índice funciona en base al análisis de los macroinvertebrados encontrados y su tolerancia a la contaminación; siendo el puntaje más alto el menos contaminado. Los promedios para la referencia y papa fueron de 58,2 y el de pasto fue de 44,8; los Promedios de los puntos de pasto y papa son similares sin embargo el Punto más alto fue el punto H1- Referencia con un valor ABI de 82 seguido del punto CA-01Papa con un valor de 77, por último el otro valor más alto es el de H-2 referencia con un puntaje de 73 ver Figura 18

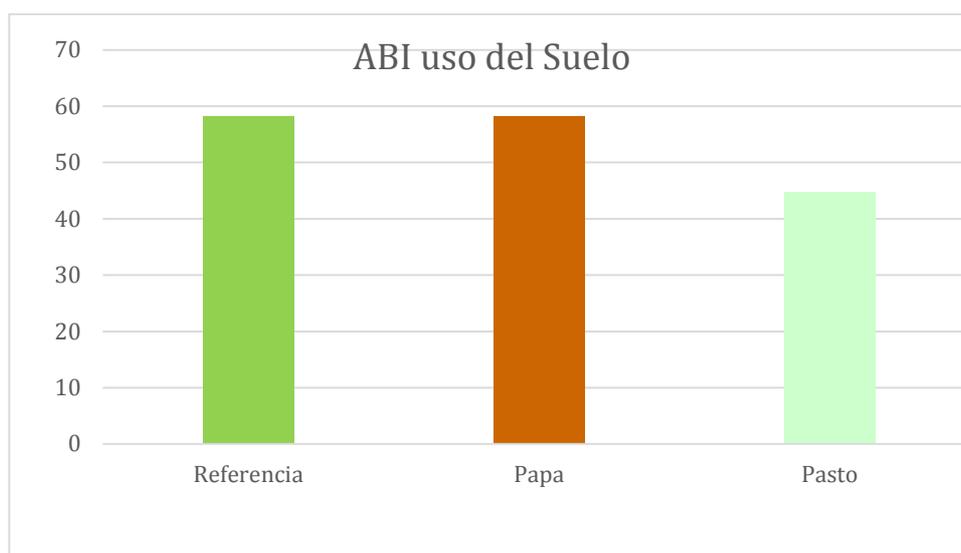


Figura5. Promedio ABI por uso de Suelo

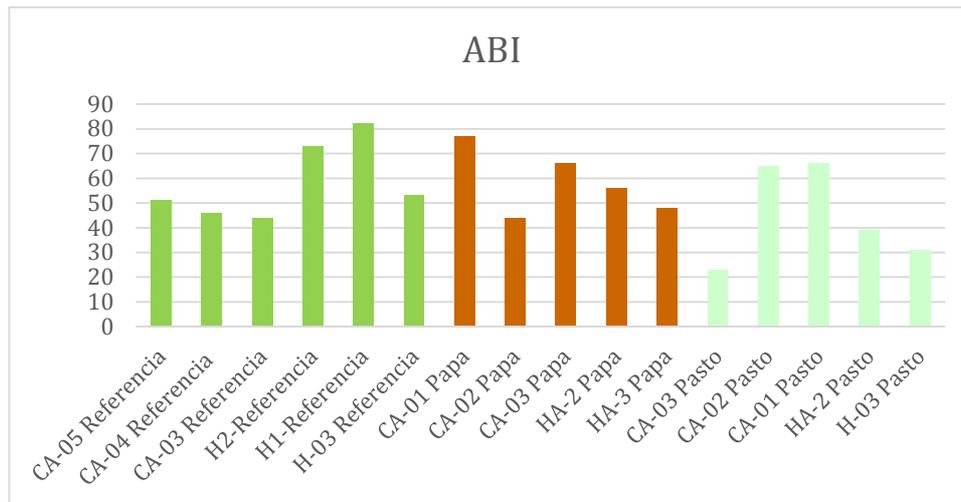


Figura 6. Resultados ABI por punto de muestreo

4.7.2 Análisis IMEERA

Para el Índice IMEERA se utilizó el programa CABIRA (Narcís Prat et al., 2013) se promedió cada uso del suelo en el cual se identificó un valor de 64,3 para la referencia siendo un valor moderado seguido de un valor de 61,8 para los puntos de papa y para finalizar un valor de 52,6 de puntaje para Pasturas (Figura 20). El puntaje más alto fue de 85 para el punto H1- Referencia y el más bajo fue del punto CA-03 Pasto con un puntaje de 30

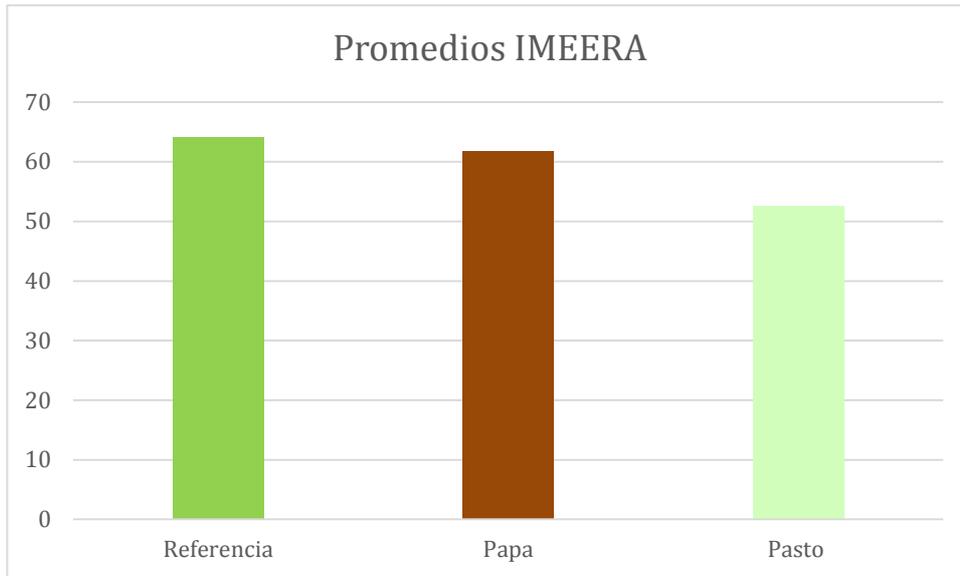


Figura 7. Promedios IMEERA para cada uso del suelo

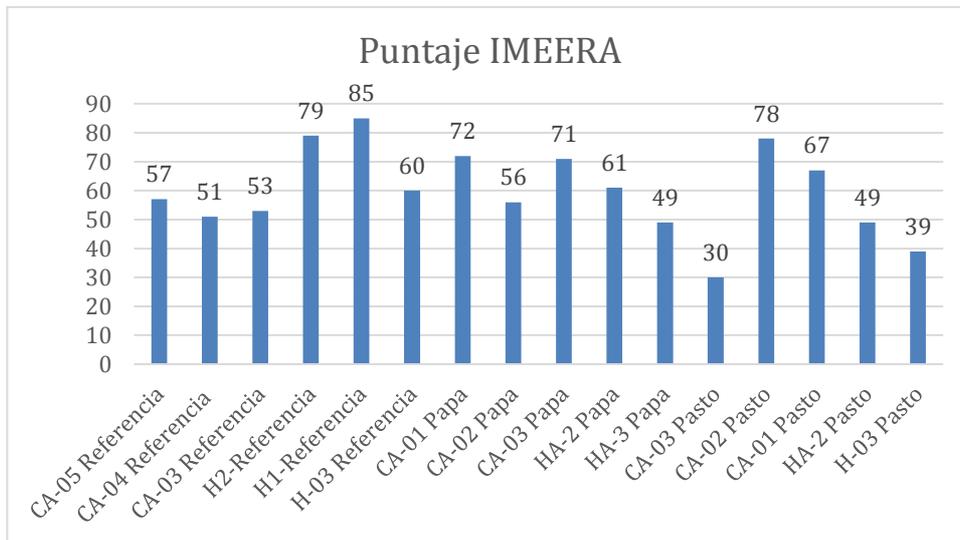


Figura 8. Puntaje IMEERA para cada punto de muestreo

5. Discusión

El modelo agrario del Ecuador se basa en los monocultivos y el uso de plaguicidas. Estas actividades son las responsables de la contaminación de los cuerpos de agua afectando negativamente la calidad ecológica de los ríos (Campaña, Nieto, Barrera, e Isch 2011, p 16). La intervención humana y el cambio de uso del suelo generan múltiples presiones e impactos en los ríos, ya sea por contaminación de agroquímicos, pesticidas, fertilizantes y/o vertido o lavado de desechos orgánicos e inorgánicos; muchos de estos cambios son irreversibles en el ecosistema fluvial y sus componentes físico, químico, hidrológico y biológico (Elosegui, et al, 2009, P. 32).

La fisicoquímica de los ríos estudiados reflejó una marcada y constante diferencia entre cada uso del suelo excepto por el potencial hidrógeno que se mantuvo con un valor de 7, que es normal en aguas naturales (Barrenechea, 2004). Un importante comportamiento de los distintos usos de suelo es la relación que existe entre la temperatura y el oxígeno disuelto; la temperatura fue menor en las zonas de referencia, mientras que el oxígeno disuelto fue alta en las zonas de referencia; esta relación se debe a que la actividad biológica es mayor en las zonas de papa y pasto debido a la mayor cantidad de materia orgánica que se encuentra en las zonas alteradas (Barrenechea, 2004), debido a que los organismos necesitan oxígeno para procesar la carga de materia orgánica en los ríos (Roldán, 2003). Por esta razón en las zonas alteradas las concentraciones de fósforo total, amonio, nitritos, nitratos y nitrógeno total son mayores sobre todo en las zonas de papa (Roldán, 2003).

Otra razón del aumento de temperatura en las zonas con intervención antrópica es la pérdida de cobertura vegetal en el bosque de ribera que ocasiona la pérdida de servicios ecosistémicos que brinda el bosque de ribera; entre estos servicios se encuentra: El filtro verde que retiene y procesa los contaminantes, la entrada de oxígeno y materia orgánica (hojarasca, ramas,

flores, etc), la sombra que brinda el bosque de ribera que mantiene la temperatura ideal del río (Elosegui, 2009, P. 312).

El cobre y la salinidad también fueron analizados en este estudio y aumentan en las zonas alteradas, el cobre también influye en la disminución del oxígeno disuelto y refleja contaminación (Barrenechea, 2004). Las variables fisicoquímicas son diferentes en cada sitio de muestreo, incluso existe una variación en las muestras del mismo tipo de uso de suelo, pero la influencia humana tiene un mayor peso sobre estas variables alterándolas en gran medida y estas diferencias se reflejan en la comunidad de macroinvertebrados y en los índices IHF y QBR (Carvacho, 2012) ya que las actividades agropecuarias son las que tienen un mayor impacto negativo en los ecosistemas naturales (Chang 2008). Los resultados más altos de los índices IHF y QBR se encontraron en la zona de referencia, seguidos de la papa y finalmente el pasto con la peor calidad

La comunidad de macroinvertebrados responde a los cambios fisicoquímicos, tanto la abundancia como la riqueza tiende a incrementar en las zonas alteradas, sin embargo esto no refleja una mejor calidad en los índices ABI e IMEERA, ya que dieron como resultado una mejor calidad ecológica debido a que las familias encontradas en las zonas de referencia tienen una mayor puntuación debido a la presencia de familias sensibles a la contaminación que se desarrollan en buenos hábitats que permitan su desarrollo. Por otro lado, se observa que mientras existe una mayor alteración, la cantidad de individuos resistentes aumenta, pero la diversidad se ve comprometida, esto se debe al aumento de especies tolerantes y mejor adaptadas a ambientes contaminados (Maribet, G., Rosa, R., Arrivillaga, J, 2008).

En los índices ABI e IMERRA, se determinó que existe una mejor calidad ecológica de los ríos en los puntos de referencia al presentar una menor alteración antrópica, si bien la calidad es buena y no excelente se puede evidenciar la diferencia con la papa y pasto ambos usos tienen una calidad

moderada y fue el pasto el que presentó la peor calidad del estudio manteniéndose moderada.

En el uso de suelo papa, se registraron valores de la fisicoquímica que nos podrían indicar alteraciones en el medio, esto se ve reflejado en análisis de componentes principales, donde específicamente en el primer cuadrante del gráfico del análisis se encontró que los puntos H02 Pasto y sobre todo el punto H02 Papa; existió una mayor relación con las variables fisicoquímicas: Conductividad eléctrica, nitratos y fósforo total; es decir que estas zonas presentan un comienzo de eutrofización (Barrenechea, 2004). Sin embargo el ABI e IMEERA arrojaron una mayor calidad fluvial en los puntos de papa esto se debe a que en la zona de papa existe una mayor calidad de hábitat fluvial y una mayor calidad de bosque de ribera, por lo tanto existe cierto procesamiento de materia orgánica en las zonas de papa; por este motivo existe esa marcada diferencia entre un punto y otro del mismo uso ya que dependerá de la influencia de la calidad bosque de ribera. Entonces el peso que tiene la calidad de habitar fluvial y el estado del bosque de ribera es mayor que la calidad fisicoquímica.

6. Conclusiones y Recomendaciones

6.1 Conclusiones

El estudio demostró la hipótesis de la importancia de las zonas buffer y la utilidad de los índices IHF, QBR, ABI e IMEERA; herramientas muy importantes al momento de determinar la calidad ecológica de los ríos.

Estudiar la calidad ecológica del río desde la calidad de hábitat fluvial, calidad del bosque de ribera, análisis fisicoquímico y biológico permite interpretar de mejor manera el comportamiento de lo que está sucediendo en cada uso del suelo, también se pudo determinar que la calidad de hábitat fluvial y del bosque de ribera pesan o influyen más que los cambios fisicoquímicos.

El estudio determinó una clara tendencia independientemente del río y mediante un enfoque directo hacia el uso del suelo o tipo de suelo demostrando que si existen cambios significativos por el grado de influencia antrópica.

Se concluye que las pasturas aportan mayor cantidad de materia orgánica debido a los desechos de ganado; mientras que el uso de suelo para cultivos de papa toma tiempo en infiltrar y llegar al río, ya que todavía se preserva el bosque de ribera en estas zonas.

En este estudio se demuestra la importancia de las zonas buffer para que se mantenga la calidad de agua y resista las presiones y alteraciones humanas, es muy importante concluir que en espacios pequeños pueden existir diferencias tan significativas que pueden determinar la calidad a lo largo de todo el cuerpo de agua; de modo que nace la premisa para proponer ampliar, controlar y dar un mayor grado de importancia a las zonas buffer como medio para mantener la calidad del agua y resistir las presiones antrópicas.

6.2 Recomendaciones

Es importante analizar las muestras en un menor período de tiempo muchas Oligochetas y otras familias de macroinvertebrados se vieron afectadas con el paso del tiempo, ya sea perdiendo extremidades o incluso desapareciendo por descomposición dificultando su identificación.

Una interesante propuesta es ampliar este estudio en otras dimensiones; por ejemplo se puede realizar un estudio de aguas subterráneas para con el fin de estudiar cómo aportan estos cuerpos de agua en la contaminación de los ríos.

Se recomienda realizar un estudio más específico, ya sea un estudio a nivel de género y tal vez especies, o realizar estudios futuros en el sitio para ver cómo ha cambiado la calidad y ver cómo se comportan los puntos de referencia frente a la constante amenaza antrópica.

Otra forma de ampliar el estudio podría ser alejarse más de los puntos originales y tomar en cuenta la gradiente altitudinal, de modo que se pueda estudiar sitios con mayor contaminación y posibles puntos de referencia mejor conservados para observar el comportamiento de las diferentes comunidades de macroinvertebrados.

Se recomienda utilizar esta tesis como evidencia de la importancia del control y manejo adecuado de los usos de suelo para políticas gubernamentales donde se respeten los ciclos de cultivo y las zonas de amortiguamiento de forma más responsable.

REFERENCIAS

- Acosta, R., Rieradevall, M., Ríos, B., y Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. Madrid, España. *Limnetica*, 28 (1), 35-64.
- Allan, J. D. (2004). *Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35 (1), 257-284.
- Alonso, A. (2006). Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas* 15 (2): 101-105.
- Baptista, D., Dorvillé, L., Buss, D., y Nessiamian, J. (2001). Spatial and Temporal Organization of Aquatic Insects Assemblages in the Longitudinal Gradient of a Tropical river, 61(2), 295–304.
- Barrenechea, A. (2004). Aspectos fisicoquímicos de la Calidad del Agua. En Vargas, L (Comp). Organización Panamericana de la Salud. Lima: CEPIS, 109, (4) 4-64
- Bastardo, H., Infante, O. Y Segnini, S. (1994). Hábitos alimenticios de la trucha arcoiris; *Oncorhynchus mykiss* (Salmoniformes: Salmonidae), en una quebrada altiandina Venezolana. *Rev. Biol. Trop*, 42(3), 685 – 693.
- Basnyat, P., L. D. Teeter, B. G. Lockaby y K. M. Flynn. (2000). *The use of remote sensing and GIS in watershed level analyses of non-point source pollution problems*. USAS, School of Forestry, Auburn University, M.W. Smith Hall, Auburn University, 128 (1), 65-73
- Bentrop, G. (2008). Zonas de amortiguamiento para conservación: lineamientos para diseño de zonas de amortiguamiento, corredores y vías verdes. Informe Técnico Gral. SRS-109. Asheville, NC: Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, Estación de Investigación Sur. 1-7
- Bonada, N.; N. Prat; V. H. Resh & B. Statzner. (2006). *Developments In Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches*. *Annu. Rev. Entomol.* 51(1), 495– 523.

- Carrera, C. y Fierro, K. (2001). Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. EcoCiencia. Quito. 27-47
- Carvacho, C. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del limari en Chile. Tesis Maestría, Universidad de Barcelona, 12-15
- CEPAL. (2012). Diagnóstico de las estadísticas del agua. Recuperado el 30 de 2015 de: <http://aplicaciones.senagua.gob.ec/servicios/descargas/archivos/download/Diagnostico%20de%20las%20Estadisticas%20del%20Agua%20Producto%20Ilc%202012-2.pdf>
- Chesapeake Bay Foundation (n.d). *Forested Buffers: The Key to Clean Streams*. Annapolis, MD: Chesapeake Bay Foundation. 499.
- Chang, H. 2008. Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin , South Korea. *Water Research* 42: 3285-3304. Doi: 10.1016/j.watres.2008.04.006
- CIMCOOL. (2004). ¿Por qué es importante el oxígeno Disuelto?. Recuperado el 23 de noviembre de 2016 de <http://www.cimcool.ca/uploads/downloads/Porqueesimportanteeloxigenodisuelto.pdf>
- D.O.C.E. (2000). Water Framework Directive. 2000/60/EC. OJL 327/1 December 22, 2000.
- Sabater, S y Díez, J. (2009). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA. Bilbao, España: Rubes. 71 -82
- Encalada, A., Rieradevall, M., Ríos-Touma, B., García, N., & Prat, N. (2011). Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de Ríos Andinos (CERA-S). USFQ (Vol. 1). Quito. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

- Espinoza, M; León, Y y Rodríguez, M. (2013). Problemática de la determinación de especies nitrogenadas (nitrógeno total y amoniacal) en aguas residuales. CENIC. 44(1), 12p.
- Etienne, G. (2009). Potabilización y Tratamiento de Agua. Recuperado el 05 de septiembre de 2015 de <http://www.bvsde.paho.org/bvsacg/fulltext/potabytrat.pdf>
- FAO. (2002). Agricultura mundial: hacia los años 2015/2030. ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN. Italia: Roma. 75-78
- Fontaine, G; Narváez, I y Cisneros, P. (2008). Informe sobre el estado del medio ambiente. Recuperado el 14 de enero de 2017 de <http://www.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/41444.pdf>
- Gavilanes, C. (2008). Estudio Evaluación del Estado de Salud de la Reserva Ecológica El ángel, utilizando la metodología para la Planificación de Conservación de Áreas. Corporación Grupo Randi Randi/ PRODERNA-ESPEJO, 20 p.
- Galvín, R. (2003). Físico-química y microbiología de los medios acuáticos: tratamiento y control de calidad de aguas, España: Ediciones Díaz de Santos, 305 p.
- Grimaldo, C. (2004). Aspectos Tróficos y Ecológicos de Los Macroinvertebrados Acuáticos. Ecological Explorers, v(1), 5p.
- Hammer, Ø., Harper, D., & Ryan, P. (2001). Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica, 4(1), 9–18. <http://doi.org/10.1016/j.bcp.2008.05.025>
- Harden, C., K. Farley, L. Bremer, y J. Hartsig. (2015). Informe: Servicios ambientales ecosistémicos y cambio en el uso de suelo en el páramo. Universidad de Tennessee, Knoxville, Tennessee; Universidad Estatal de San Diego, San Diego, California; Universidad de California, Santa Barbara.
- Harding, J. S., Claassen, K. y Evers, N. (2006). Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? Hydrobiologia 568: 391-402.

- Hawes, E y Smith, M. (2005). *Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths*. Recuperado el 26 de julio de 2015 de http://eightmileriver.org/resources/digital_library/appendicies/09c3_Riparian%20Buffer%20Science_YALE.pdf
- INEC. (2015). Datos Estadísticos Agropecuarios. Recuperado el 09 de agosto de http://www.inec.gob.ec/espac_publicaciones/espac-2011/INFORME_EJECUTIVO%202011.pdf
- Jacobsen, D., R. Schultz & A.C. Encalada. (1997). Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biol.*, 38(2): 247-261.
- Jacobsen, D. (1998). *The Effect of Organic Pollution on the Macroinvertebrate Fauna of Ecuadorian Highland Streams*. *Arch. Hydrobiol.*, 143(2): 179-195.
- Jacobsen, D. (2003). Altitudinal changes in diversity of macroinvertebrates from small streams in the Ecuadorian Andes. *Arch. Hydrobiol.*, 158(2): 145-167
- Jaramillo, J. (2002). Importancia de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. *Revista Ingenierías - Universidad de Medellín*, 1 (1): 93-98.
- Lenntech. (n.d.). Turbidez. Recuperado el 16 de enero de 2017 de <http://www.lenntech.es/turbidez.htm>
- Machado, A. (2001). Restauración ecológica: una introducción al concepto v(1). *Medio Ambiente Canarias*, 21: 31-34
- Maddock, I. (1999). *The importance of physical habitat assessment for evaluating river health*. *Freshwater Biology.*, 41(2): 373-391.
- Maribet, G., Reyes, R., Arrivillaga, J. (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Bol Mal Salud Amb. Maracaibo, Venezuela.*, 48 (2), 3p.
- Martínez, F., Pujante, A., Ribarrocha, V., y Tapia, G. (1995). Macroinvertebrados y calidad de las aguas de la red fluvial de la provincia de Castellón. *Ecología*, 9 (1), 71–108.

- Master, L y Stein, B. (1998). *Rivers of life: critical watersheds for protecting freshwater biodiversity*. Arlington. The Nature Conservancy. 71 p.
- Molina, C. I., Pinto, J., Rosales, C., & Gibon, F.-M. (2008). Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandino de la cordillera real, bolivia : variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. aquatic macroinvertebrate structure in a high-andean stream of the cordillera real , bolivia, 7, 106–116.
- Munné, A., Prat, N., Sola, C., Bonada, N & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 13: (pp. 147–163). 10.1002/aqc.529
- OMS, (2003a). *Ammonia in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/1).
- OMS, (2003b). *Copper in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/88).
- Ongley, E. (1997). Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. 55(1), 1-10.
- Pardo, I., Alvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., ... Vidal-Abarca, M. R. (2002). El habitat de los ríos mediterraneos. Diseño de un indice de diversidad de habitat. *Limnetica*, 21(3-4), 115–133. <http://doi.org/0213-8409>
- Poast, S. and Suárez, D. (2007). Descentralización y gobernanza ambiental en áreas protegidas de Carchi, Ecuador: Lecciones de la Reserva Ecológica El Ángel y el Bosque Protector Golondrinas: *Revista Virtual REDESMA*.
- Prat, N., Munné, A; Solà, C., Bonada, N y Rieradevall, M. (1999). Perspectivas en la utilizacion de los insectos acuaticos como bioindicadores del estado ecologico de los ríos. Aplicacion a ríos mediterraneos. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 58(1-2): 181-192.

- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R y Rieradevall, M. (2009). Los Macroinvertebrados como Indicadores de Calidad de las Aguas. En Dominguez, E y Fernandez, H (Comp). Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Lima: Fundación Miguel Lillo.
- Ríos-Touma.; Acosta, R y Narcis, P. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Triopical*, (62), 294-273
- Roldán, G. (1999). Los Macroinvertebrados y su valor como Indicadores de la Calidad de Agua. *Rev Acad. Colomb. Cienc.* 23(88): 374-387
- Roldán, G. (2003). Bioindicación de la Calidad del Agua en Colombia, propuesta para el uso del método BMWP /COL. Colombia: Universidad de Antioquia
- Roldán, G y Ramirez, J. (2008). *Fundamentos de Limnología*.(2ª ed). Colombia: Universidad de Antioquia
- Ronald M. Atlas, Richard Bartha: *Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental* (Spanish version of the 4th edn), Addison Wesley, Madrid, 2001. 608 pp, 24 x 18.5 cm (ISBN: 84-7829-039-7) Euros 31.55
- Sánchez, J. (2001). El Fósforo, parámetro Crítico de Calidad de Agua Técnicas Analíticas y de Muestreo. Recuperado el 11 de Agosto de. <http://www.ingenieroambiental.com/junio/fósforo.pdf>
- Sanabria, D. (2005). Fósforo Total en agua por digestión acida, método del ácido ascórbico. IDEAM. Recuperado el 29 de enero de 2017 de <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/F%C3%B3sforo+Total+en+Agua+M%C3%A9todo+del+Acido+Asc%C3%B3rbico.pdf/bf2f449b-4b9b-4270-b77e-159258d653e2>
- Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *ECOTROPICOS*. 16(2),45-63.
- Sierra, R. (Ed). (1999). Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador Continental, 2da impresión ed. Quito: Proyecto INEFAN/GEF y EcoCiencia.

- Smith, R y Smith, T. (2000). *Elements of Ecology. 4th edition update*. Adison Wesley Longman, Inc.
- Stoorvogel, J., Jaramillo, R., Merino, R. y Kosten, S. (2002). Plaguicidas en el medio ambiente. In: D. Yanggen, C. Crissman and P. Espinosa (Eds.), *Los Plaguicidas: Impactos en la producción, salud y medio ambiente en Carchi, Ecuador*. Quito-Ecuador Ediciones Abya-Yala
- Thorne, R. y Williams, P. (1997). *The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment*. *Freshwater Biology*. 37(3): 671-686.
- Terradez, M. (2000). Análisis de componentes principales. Recuperado el 06 de enero de 2017 de: https://www.uoc.edu/in3/emath/docs/Componentes_principales.pdf
- UN. (2015). *Water for a Decade*. Recuperado el 07 de diciembre de 2016 de: <http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/waterforlifebklt-s.pdf>
- UNESCO, (2007). *El Agua y los Pueblos Indígenas*. Editado por R. Boelens, M. Chiba, D. Nakashima y V. Retana. Conocimientos de la Naturaleza 2, UNESCO: París, 208 p.
- United States Environmental Protection Agency (EPA,1995). *Linking Restoration Practices to Water Quality Parameters. Chapter 3 in Ecological Restoration: A Tool To Manage Stream Quality*, Washington, D.C., U.S. EPA. EPA 841-F-95-007.
- Vannote, R; Minshal, K, Cummis, Sedell, j y Cushing, C. (Eds). (1980). *The river continuum concept*. Canda: Fish Aquatic Science.
- Vide, J. (2002). *Ingengería de ríos*. Barcelona, España: Gramagraf
- Villamarín, C. (2012). Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú. Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos. Universitat de Barcelona.
- Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T., y Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*, 29, 79–92. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.006>

- Villamarín, C.; Prat, N.; Rieradevall, M. (2013). Manual de la Aplicación CABIRA (Calidad Biológica de los Ríos Altoandinos). Grup de recerca F.E.M. (Freshwater Ecology and Management). Universitat de Barcelona. 23 pp. Disponible a: <http://hdl.handle.net/2445/36431>
- Viveres, J. (2003). Manual de Técnicas Analíticas para la Determinación de Parámetros Fisicoquímicos y Contaminantes Marinos. Programa Calidad Ambiental Marina. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras.
- Voelz, N y McArthur, J. (2000). An exploration of factors influencing lotic species richness. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1543-1570.

ANEXOS

Anexo 1. Estadillo de campo para la evaluación del IHF

Evaluación del Hábitat Fluvial. Índice IHF		
Bloques		Puntuación
1. Inclusión de rápidos - sedimentación de charcas (Máx. 10)		
Rápidos	Piedras, cantos rodados y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%	10
	Piedras, cantos rodados y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%	5
	Piedras, cantos rodados y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0
Charcas	Sedimentación 0 - 30%	10
	Sedimentación 30 - 60%	5
	Sedimentación > 60%	0
2. Frecuencia de rápidos (Máx. 10)		
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
Presencia ocasional de rápidos	Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 - 25	6
Constancia de flujo laminar o escasez de rápidos.	Relación distancia entre rápidos/anchura del río >25	4
Solo charcas		2
3. Composición del sustrato (Máx. 20)		
% Bloques y piedras (> 64 mm)	1 - 10%	2
	> 10%	5
% Cantos y gravas (2 mm – 64 mm)	1 - 10%	2
	> 10%	5
% Arena (0,6 mm – 2 mm)	1 - 10%	2
	> 10%	5
% Limo y arcilla (< 0,6 mm)	1 - 10%	2
	> 10%	5
4. Regímenes de velocidad / profundidad (Máx. 10)		
Poco profundo: < 0,5	Las 4 categorías.	10

m	Lento-profundo, lento-poco profundo, rápido-profundo, rápido-poco profundo.	
	Solo 3 de las 4 categorías	8
Lento:< 0,3 m/s	Solo 2 de las 4	6
	Solo 1 de les cuatro	4

5. Porcentaje de sombra en el cauce (Máx. 10)		
Sombreado intermitente		10
Totalmente sombreado		7
Grandes claros		5
Al descubierto		3

6. Elementos de heterogeneidad (Máx. 10)		
Hojarasca	10% - 75%	4
	< 10% ó > 75%	2
Presencia de troncos y ramas		2
Raíces descubiertas		2
Diques naturales		2

7. Cobertura de vegetación acuática (Máx. 30)		
% Plocon + briófitos (plantas enraizadas, carófitos y musgos y hepáticas) Algas filamentosas	10 - 50%	10
	< 10% o > 50%	5
% Pecton (talos planos, laminares o esféricos y perifiton de diatomeas)	10 - 50%	10
	< 10% o > 50%	5
% Fanerógamas + Charales	10 - 50%	10
	< 10% o > 50%	5

Anexo 2. Estadillo de campo para la evaluación del QBR

Grado de cobertura de la ribera

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación	
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de 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 está entre el 25 y el 50%
-10	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%

Estructura de la cobertura (se contabiliza toda la zona de ribera)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación	
25	Recubrimiento de árboles superior al 75 %
10	Recubrimiento de árboles entre el 50 y el 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y el 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %
5	Recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre el 10 y el 25 %
0	Sin árboles y con 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 está entre el 25 y el 50 %
+ 5	Si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y la de árboles con sotobosque
- 5	Si existe una distribución regular (linealidad) de los árboles y el sotobosque recubre más del 50 %
- 5	Si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad
-10	Si existe una distribución regular (linealidad) de los árboles y el sotobosque recubre menos del 50 %

Calidad de la cubierta (depende del tipo geomorfológico de la ribera*)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
25	Número de especies diferentes de árboles autóctonos	> 1	>2	> 3
10	Número de especies diferentes de árboles autóctonos	1	2	3
5	Número de especies diferentes de árboles autóctonos	-	1	1 - 2
0	Sin árboles autóctonos			
+ 10	Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial en más del 75% de la longitud del tramo			
+ 5	Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial entre el 50 y el 75% de la longitud del tramo			
+ 5	Si las diferentes especies se disponen en bandas paralelas al río			
+ 5	Si el número diferente de especies de arbustos es (ver lista en el reverso)	> 2	>3	>4
- 5	Si existen estructuras construidas por el hombre			
- 5	Si existe alguna sp. introducida (alóctona)** aislada			
-10	Si existen spp. alóctonas** formando comunidades			
-10	Si existe vertido de desperdicios			

Grado de naturalidad del canal fluvial

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación	
25	El canal del río no ha sido 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 u otra infraestructura transversal en el lecho del río

Anexo 4. Macroinvertebrados identificados en el laboratorio

Código de Sitio	Planariidae	Oligochaeta	Physidae	Sphaeriidae	Hyalellidae	Hydracarina	Baetidae	Leptophlebiidae	Gripopterygidae	Velidae	Hydroptilidae	Hydrobiosidae	Glossomatidae
CA-05 Referencia -17/04/15	3	6				5	4		2		77		
CA-04 Referencia -17/04/15	6	16				3	16				131	1	
CA-03 Referencia-17/04/15	3	35				3	89				93	2	
H2-Referencia-17/04/15		1				8	13	1	2		25	1	
H1-Referencia-17/04/15	4	24				16	20	1	7		5	3	
H-03 Referencia-18/04/15	9	4				29	125				122	2	
CA-01 Papa-16/04/15	2	26	1	1	1	70	333			1	172	3	
CA-02 Papa-16/04/15	1	6				5	109				293	1	
CA-03 Papa-16/04/15	1	5			1	4	126				108	1	
HA-2 Papa-18/04/15	7	19				2	164				61	3	
HA-3 Papa-18/04/15	4	29				2	32				21		
CA-03 Pasto-16/04/15		1					27				21		
CA-02 Pasto-16/04/15		43				17	254		1		101	1	2
CA-01 Pasto-16/04/15	3	34			1	51	287		2		106		
HA-2 Pasto-18/04/15		5				4	42				87	5	
H-03 Pasto-18/04/15	1	5				2	4				5		

Código de Sitio	Limnephilidae	Pyralidae	Scirtidae	Staphilinidae	Eimidae	Blepharoceridae	Simuliidae	Tipulidae	Limoniidae	Ceratopogonidae	Empididae	Chironomidae	Muscidae
CA-05 Referencia -17/04/15					1		4	1		5		77	
CA-04 Referencia -17/04/15					4		17		1			102	2
CA-03 Referencia-17/04/15					8			2		4		49	
H2-Referencia-17/04/15		1	1		1		6	4			2	41	
H1-Referencia-17/04/15			13		3		3	7	1	3	1	37	
H-03 Referencia-18/04/15					1		2	2		2	2	131	
CA-01 Papa-16/04/15							1	4		2	5	203	1
CA-02 Papa-16/04/15							6				4	284	
CA-03 Papa-16/04/15			1		1		3	4				52	
HA-2 Papa-18/04/15	1		5		1		23			23		70	
HA-3 Papa-18/04/15				1	3		4	1		3	2	85	
CA-03 Pasto-16/04/15							2	2				14	
CA-02 Pasto-16/04/15					2		2					85	
CA-01 Pasto-16/04/15			5		3		3	2		2	5	211	
HA-2 Pasto-18/04/15					1		3			2		81	
H-03 Pasto-18/04/15							3	6			1	23	

