



Departamento de Posgrados

Maestría en Gestión Ambiental

Índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos andinos del sur del Ecuador (IMRASE).

Trabajo de graduación previo a la obtención del título de

Magíster en Gestión Ambiental

Blgo. Hari Antonio González Maldonado

Blgo. Gonzalo Esteban Córdova Vela

Director

Dr. José Elí Rincón Ramírez, PhD.

Cuenca – Ecuador

2017

A mi esposa e hijos, son toda la fuerza que me inspira a seguir en cada momento de la vida.

A mis padres y suegros, por el apoyo de siempre.

Gonzalo

A mi esposa Tatiana, a mis hijos Mateo, Santiago y Ananda, quienes han sido el pilar fundamental para emprender este largo y sacrificado proyecto.

A mis padres por ayudarme siempre y guiarme en ésta hermosa carrera y camino en el que me encuentro.

Hari

AGRADECIMIENTO

Nuestra inmensa gratitud al Doctor José Rincón, por la acertada dirección de este documento, al Doctor Pedro Astudillo y al Magíster Freddy Nugra por sus valiosos consejos y aportes, para todos los amigos profesores de la Maestría en Gestión Ambiental que supieron transmitir su conocimiento de una manera efectiva hacia nosotros.

A nuestras familias por su apoyo incondicional en el transcurso de la maestría.

Y de una manera muy especial al Dr. Raúl Acosta Rivas quien ayudó a idealizar éste proyecto y los primeros procesos de cambios y generación de herramientas útiles para la gestión, manejo y conservación de los ríos de la región; a los ingenieros Javier Capelo, y Miguel Argudo socios fundadores de ACOTECNIC, y a la Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Cuenca ETAPA-EP, ya que sin su valioso aporte no hubiera sido posible la realización de este trabajo.

RESUMEN

Los índices multimétricos combinan en una puntuación final el valor independiente de diversas métricas las cuales pueden ser simples o índices bióticos, representando diversas cualidades de la comunidad de macroinvertebrados. El presente estudio se desarrolló en los ríos andinos de la región sur del Ecuador a través del monitoreo de 86 estaciones ubicadas en la subcuenca alta y media del río Cuenca dentro de la vertiente Oriental y en las subcuencas de los ríos Balao y Cañar en la vertiente Occidental. Todas las estaciones fueron seleccionadas considerando distintos impactos y grados de intervención antrópica, desde sitios muy alterados hasta sitios poca o sin alteración, estos últimos usados como control. En adición, se usó a los macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos, recolectados siguiendo las recomendaciones del protocolo de evaluación de la integridad ecológica de los ríos de la región austral del Ecuador. Mediante un análisis de componentes principales de las variables físicas y biológicas diferenciamos dos tipos de ecosistemas: i) ríos de páramo; y ii) río de bosque, siendo necesario diseñar y calibrar el índice IMRASE (índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos andinos del sur del Ecuador), para los dos entornos. Para confirmar la efectividad del índice multimétrico se comparó los resultados con una base de datos independiente, discriminando también de buena manera en esta base de datos las estaciones de referencia con las estaciones perturbadas. Los resultados obtenidos con el IMRASE se cotejaron con los índices unimétricos Biological Monitoring Working Party / Colombia (BMWP/Col), y el Andean Biotic Index (ABI) y el índice multimétrico del estado ecológico de ríos altoandinos (IMEERA). El índice propuesto demostró mayor correlación con la gradiente de perturbación en el ecosistema de páramo, además, junto con IMEERA obtuvieron la mayor correlación en el ecosistema bosque, sin embargo IMRASE brinda una mayor eficacia de discriminación (ED) entre los sitios perturbados con los de referencia. En consecuencia, se considera una herramienta más confiable para monitorear y evaluar la integridad ecológica de los ríos de las áreas de aporte de abastecimiento de agua para la ciudad de Cuenca, así como de los ríos andinos del sur del Ecuador.

PALABRAS CLAVE: Condición Ecológica, Ríos Alto Andinos, QBR, IHF, Biomonitoreo, Macroinvertebrados.

ABSTRACT

Multimetric indices combine the independent value of several metrics in a final score, which can be simple or biotic indices that represent different qualities of the macroinvertebrate community. This study was carried out in the Andean rivers of the southern region of Ecuador through the monitoring of 86 stations located in the upper and middle sub-basin of the *Cuenca* River on the eastern slope, and in the sub-basins of the *Balao* and *Cañar* rivers on the western slope. All the stations were selected taking into account the different impacts and degrees of anthropic intervention, from very disturbed sites to sites with little or no alteration. The latter ones were used as control. Additionally, benthic macroinvertebrates were used as biological indicators. They were collected following the recommendations of the protocol for assessing the ecological integrity of the rivers in the southern region of Ecuador. Two types of ecosystems were differentiated through an analysis of the main components of the physical and biological variables: i) moorland rivers; and ii) forest river; therefore, it was necessary to design and calibrate the IMRASE index (multimetric index to evaluate the ecological status of the Andean rivers of the south of Ecuador), for both environments. In order to confirm the effectiveness of the multimetric index, the results were compared with an independent database. Also, the reference stations were discriminated with the disturbed stations in this database. The results obtained with the IMRASE were compared to the Biological Monitoring Working Party / Colombia (BMWP / Col) unimetric indexes, to the Andean Biotic Index (ABI), and to the multi-metric index of the ecological status of high Andean rivers (IMEERA). The proposed index showed greater correlation with the perturbation gradient in the moorland ecosystem. In addition, IMRASE alongside with IMEERA obtained the highest correlation in the forest ecosystem; however, IMRASE provided greater discrimination efficiency (DE) between the disturbed sites with the reference ones. As a result, IMRASE was considered a more reliable tool to monitor and assess the ecological integrity of the rivers in the areas of water supply for the city of Cuenca, as well as of the Andean rivers of southern Ecuador.

KEYWORDS: Ecological Status, High Andean Rivers, QBR, IHF, Biomonitoring, Macroinvertebrates.




Translated by,
Lic. Lourdes Crespo

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Índice Multimétrico para Evaluar el Estado Ecológico de los Ríos Andinos del Sur del Ecuador (IMRASE).....	1
INTRODUCCIÓN	1
CAPITULO 1: MATERIALES Y MÉTODOS.....	4
Área de Estudio:.....	4
Métodos.....	5
Establecimiento de una tipología de ríos en el área de estudio.	5
Establecimiento de estaciones de referencia.	6
Muestreo de Macroinvertebrados bentónicos.....	7
Asociación de las comunidades de macroinvertebrados con la tipología de ríos establecida.....	7
Determinación de gradientes de presión antrópica de los ríos.....	8
Desarrollo del Índice Multimétrico y determinación de las categorías de condición ecológica.	9
Validación del índice IMRASE con una base de datos independiente.....	11
Validación del desempeño de índice IMRASE en relación a otros índices biológicos y su relación con el gradiente de estrés.	11
CAPITULO 2: RESULTADOS.....	13
Establecimiento de una tipología de ríos en el área de estudio.	13
Establecimiento de estaciones de referencia.	14
Muestreo de Macroinvertebrados bentónicos.....	14
Asociación de las comunidades de macroinvertebrados con la tipología de ríos establecida.....	17
Determinación de gradientes de presión antrópica de los ríos.....	17
Desarrollo del Índice Multimétrico y determinación de las categorías de condición ecológica.	19
Validación del índice IMRASE con una base de datos independiente.....	22
Evaluación del desempeño de índice IMRASE en relación a otros índices biológicos y su relación con el gradiente de estrés.	23
CAPITULO 3: DISCUSIONES	30
CONCLUSIONES	33
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35
ANEXOS	40

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Área de estudio y distribución espacial de las estaciones de monitoreo utilizadas en la elaboración del índice IMRASE, provincia del Azuay, Ecuador.	5
Figura 2. Distribución espacial del Análisis de componentes principales entre los sitios de páramo y bosque, elipses con CI de 95% , provincia del Azuay, Ecuador.	13
Figura 3: Abundancias relativas y riqueza de taxas de los sitios de referencia y alterados de las tipologías de páramo y bosque, (en la categoría otros se incluyen los taxas con abundancia relativa < 3%), provincia del Azuay, Ecuador.	16
Figura 4: NMDS en dos dimensiones de la abundancia de individuos por familia de los macroinvertebrados en los sitios de referencia de páramo y bosque (Bray – Curtis) con un stress 0.24, elipses con CI de 95%, provincia del Azuay, Ecuador.....	17
Figura 5: Distribución espacial del Análisis de componentes principales de la gradiente de presión en ríos de Paramo, provincia del Azuay, Ecuador.....	18
Figura 6: Distribución espacial del Análisis de componentes principales de la gradiente de presión en ríos de Bosque, provincia del Azuay, Ecuador.	19
Figura 7: Diagramas de caja para la distribución de los valores de campo obtenidos con el índice IMRASE. Cada caja fue utilizada para determinar los valores críticos del índice IMRASE, para ríos de Páramo y Bosque, provincia del Azuay, Ecuador.	22
Figura 8: Gráfica de cajas de los valores de validación del índice IMRASE, comparando sitios de referencia y perturbados en ríos de Páramo y Bosque, provincia del Azuay, Ecuador.....	23
Figura 9: Resultados del índice IMRASE en ríos de Páramo y Bosque, provincia del Azuay, Ecuador.	29

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Carga vectorial del ACP entre sitios de páramo y bosque	13
Tabla 2: Estaciones de referencia de Paramo y Bosque, metodología propuesta por (Acosta <i>et al</i> , 2009)	14
Tabla 3: Familias de Macroinvertebrados bentónicos más abundantes y frecuentes en el sitio de estudio.	15
Tabla 4: Familias de Macroinvertebrados bentónicos más abundantes en los sitios de referencia y alterados de la tipología de ríos de páramo.....	15
Tabla 5: Familias de Macroinvertebrados bentónicos más abundantes en los sitios de referencia y alterados de la tipología de ríos de bosque.	16
Tabla 6: Carga vectorial del ACP en la tipología de ríos de páramo.....	18
Tabla 7: Carga vectorial del ACP en la tipología de ríos de bosque	19
Tabla 8. Correlación con el gradiente de estrés, ED, correlación entre métricas y métricas escogidas para el índice IMRASE de Paramo y Bosque.....	20
Tabla 9: Formulas para determinar el valor de cada métrica para calcular el índice multimétrico para los ríos del sur del Ecuador (IMRASE) en ecosistemas de Páramo	21
Tabla 10: Formulas para determinar el valor de cada métrica para calcular el índice multimétrico para los ríos del sur del Ecuador (IMRASE) en ecosistemas de Bosque.....	21
Tabla 11: Rango de Valores Críticos para calcular el índice IMRASE.....	22
Tabla 12: Resultados del test de correlación de Pearson de los índices comparados con los gradientes de presión en los ríos de Páramo utilizando los valores obtenidos por los índices.	23
Tabla 13: Resultados del test de correlación de Pearson de los índices comparados con los gradientes de presión en los ríos de Páramo utilizando los valores de categorización obtenidos por los índices.	24
Tabla 14: Resultados de los índices evaluados en el ecosistema de Páramo.....	24
Tabla 15: Resultados del test de correlación de Pearson de los índices comparados con los gradientes de presión en los ríos de Bosque utilizando los valores obtenidos por los índices.	25
Tabla 16: Resultados del test de correlación de Pearson de los índices comparados con los gradientes de presión en los ríos de Bosque utilizando los valores de categorización obtenidos por los índices.	26
Tabla 17: Resultados de los índices evaluados en el ecosistema de Bosque.....	26

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Estaciones de muestreo en las cuencas de los ríos Tomebamba, Yanuncay, Tarqui, Machángara, Balao-Chaucha y Cañar.	40
Anexo 2. Métricas evaluadas y su respuesta esperada ante la intervención antrópica.	43
Anexo 3. Índice de Hábitat Fluvial (IHF), adaptado de Acosta et al., 2009, en (Acosta et al, 2014).	45
Anexo 4. Índice de Vegetación de Ribera de Páramo (QBR-P), adaptado de Acosta et al., 2009, en (Acosta et al, 2014).....	46
Anexo 5. Índice de Vegetación de Ribera de Bosque (QBR-B), adaptado de Acosta et al., 2009, en (Acosta et al, 2014).....	47
Anexo 6. Imágenes de los sitios de Monitoreo.	48
Anexo 7. Listado de taxas de macroinvertebrados bentónicos a nivel de Clase, Orden, Clado, Familia y Género registrados en el estudio.	63
Anexo 8. Familias de Macroinvertebrados bentónicos más abundantes en el estudio.....	66
Anexo 9. Imágenes de Macrobentos.	69

Hari Antonio González Maldonado, Gonzalo Esteban Córdova Vela.

Trabajo de Graduación.

José Elí Rincón Ramírez.

Marzo del 2017.

Índice Multimétrico para Evaluar el Estado Ecológico de los Ríos Andinos del Sur del Ecuador (IMRASE).

INTRODUCCIÓN

Los ríos son ecosistemas únicos y excepcionales por su diversidad, por la importancia y la magnitud de sus funciones ecosistémicas. Proveen agua para diversas necesidades humanas como agricultura, ganadería y uso doméstico, así también como funciones globales importantes como auto purificación del agua, regulación de flujos de sedimento, nutrientes y mantenimientos de hábitat para varias formas de vida silvestre (Encalada, 2011). Sin embargo, en Latinoamérica se puede evidenciar un constante deterioro de los ecosistemas fluviales debido a la sobreexplotación del recurso, contaminación de las aguas, expansión de la frontera agrícola, aumento de la población humana, impactos que recaen en un fuerte detrimento de la disponibilidad de agua en nuestras regiones (Pringle et al., 2000; Roldan, 1999, Acosta, et al. 2009, Iñiguez–Armijos et al. 2014).

Debido a ésta problemática, desde inicios de siglo XX se ha estudiado la relación entre la degradación de sistemas acuáticos y las comunidades biológicas (Kolkwitz & Marsson, 1908; Hilsenhoff, 1977; Metcalfe, 1994), y se han desarrollado numerosos modelos y métodos de evaluación que utilizan indicadores biológicos como peces, algas e invertebrados acuáticos (Karr, 1981; De Pauw et al., 1992; Babour et al., 1999). De tal manera, se ha podido reconocer niveles de alteración estableciendo criterios para el manejo y gestión de los recursos hídricos (Zúñiga, 2009).

Por otro lado se ha observado que la condición o salud de un ecosistema acuático no es adecuada si se toma únicamente en cuenta los parámetros físico-químicos (Barros 2006; Alba-Tercedor 1996). Por esto, el uso de métodos biológicos se ha incrementado, ya que presentan la ventaja de reflejar las condiciones existentes a lo largo del tiempo. Mientras que los métodos tradicionales (físico-químicos) ofrecen tan solo una visión de la situación puntual del estado de las aguas en el momento del muestreo (Alba-Tercedor 1996). Así,

ambos métodos resultan complementarios en los procesos de evaluación de la calidad de las aguas continentales (Oscóz, 2006).

Dentro de los métodos biológicos, el uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua superficial es cada vez más aceptado entre los biólogos y ecólogos, (Zúñiga 2009; Resh 2008, Bonada 2006 , Prat 1998 en Roldán 1999; Roldán 1999; Roldán 1988), convirtiéndose en una herramienta ideal para la caracterización biológica de la calidad de estos ecosistemas ya que ofrecen múltiples ventajas tales como: 1. Amplia distribución, 2. Gran riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a las gradientes ambientales, 3. En su mayoría son sedentarios, lo que permite el análisis espacial de la contaminación, 4. Se utiliza la reacción de huida (deriva) como indicador de contaminación, 5. En algunas especies, ciclos de vida largos porque integra los efectos de la contaminación en el tiempo, 6. Pueden ser muestreados de forma sencilla y barata, 7. Una taxonomía relativamente bien conocida a nivel de género y familia, 8. Sensibilidad bien conocida de algunos taxos a diferentes tipos de contaminación, 9. El uso de muchas especies en muchos estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación; de ésta manera en resumen brindan simplicidad metodológica, rapidez en la obtención de los resultados y una alta confiabilidad (Giacometti & Bersosa 2006 Alba-Tercedor, et al. 2005; Gutiérrez, 2004; Roldán 1999; Alba-Tercedor 1996).

En base de la capacidad de los macroinvertebrados de detectar las perturbaciones ambientales en los ecosistemas acuáticos, en la región Andina se han venido desarrollando y calibrando una serie de metodologías. Los primeros índices desarrollados fueron los índices unimétricos, estos contienen métricas simples mediante un valor que mide una característica clave de la comunidad que responda de forma clara a la perturbación; por ejemplo, el porcentaje de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros, los cuales expresan los resultados en forma de un valor numérico único. En segunda instancia, están los métodos multivariantes o predictivos que son un conjunto de métodos que utilizan comparaciones de las características de la comunidad biológica con una referencia. Finalmente, están los métodos multimétricos que combinan en una puntuación final el valor independiente de diversas métricas que pueden ser simples o índices bióticos, entre éstos tenemos los desarrollados en América del Sur por Moya en Bolivia, en Brasil por Baptista, en Chile por Carvacho y, en el norte del Ecuador el índice IMEERA desarrollado por Villamarín.

Los índices multimétricos son los más utilizados en la actualidad para establecer la calidad biológica de los ríos, puesto que congregan en una única medida la variabilidad funcional y estructural de los componentes bióticos de los ecosistemas de ríos. (Carvacho, 2012; Prat et al, 2009; Segnini, 2003). Luego, se priorizan las métricas que mejor han dado respuesta a la serie de presiones del medio ambiente y se integran en un índice único (Hering et al, 2006), proporcionando un resultado confiable e integral sobre el estado ecológico del tramo de río frente a la perturbación humana (Bonada et al, 2006; Karr & Chu 1999; Gerritsen et al. 2000).

Por tal razón en éste estudio se pretende construir un índice multimétrico calibrado a las condiciones de los ríos de la región austral del Ecuador, el cual va a ser comparado con los índices unimétricos ABI y BMWP/Col y con el índice multimétrico IMEERA (Índice Multimétrico del Estado Ecológico de Ríos Altoandinos) para evaluar su eficacia.

CAPITULO 1: MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio:

El estudio se desarrolló en el Ecuador, provincia del Azuay ubicada en la región sur del país. Los ríos estudiados se localizaron en las Cuencas Hidrográficas de los ríos Balao y Cañar (UTM WGS84 17S 681762; 9689690), tributarios del Océano Pacífico y; en la Cuenca Hidrográfica del río Paute (UTM WGS84 17S 715126; 9681582), tributarios del Océano Atlántico, situadas en la parte más occidental de los Andes en América (Mosquera, 2013).

La vertiente del Pacífico está representada por las microcuencas de los ríos Angas, Jeréz, Malacatos, Canoas y Chaucha (Subcuenca del río Balao) y por las microcuencas de los ríos El Chorro, Atugyacu y Luspa (Subcuenca del río Cañar). La gradiente de elevación oscila entre los 800 y 4000 m snm. La comunidad vegetal en las zonas altas corresponden a páramo herbáceo de almohadilla (Mosquera, 2013), el páramo está intersectado por fragmentos de vegetación leñosa caracterizados por bosquetes del género *Polylepis*. Así, abajo del páramo, la vegetación está representada por Bosque de Neblina Montanos y a lo largo de esta gradiente de elevación se evidencian impactos producidos por actividades antrópicas como turismo, ganadería intensiva, pesca deportiva y minería (Mosquera, 2013).

La vertiente del Atlántico, está formada por las microcuencas de los ríos Quinquas, LLaviucu, Mazán y Culebrillas (Subcuenca del río Tomebamba), las microcuencas de los ríos Quinguyacu, Can Can, Bermejós, Gal Gal, Izhcayrrumi y Chico Soldados (Subcuenca del río Yanuncay), las microcuenca de los ríos Irquis y Portete (Subcuenca del río Tarqui) y los ríos Pinancoha, Bulbuacana, Machangaracocha, Blanco, Corrales, Atugyacu, Chulco y Machángara (Subcuenca del río Machángara), en éstas cuencas los impactos son bastante similares a los de la vertiente occidental, además de las actividades mencionadas anteriormente, existen alteraciones producidas por embalses y centrales hidroeléctricas y grandes captaciones de agua, sobre todo en el caso de río Machángara (González, 2013; Mosquera, 2013).

Las cabeceras de las subcuencas de los ríos Balao, Cañar, Tomebamba y Yanuncay se encuentran dentro del Parque Nacional Cajas, considerándose zonas de protección. La cuenca alta del río Machángara también se encuentra protegida por la Empresa de Agua Potable, Telecomunicaciones, Alcantarillado y Saneamiento de Cuenca, ETAPA EP. Una sección de los ríos Tomebamba, Yanuncay, Tarqui y Machángara, atraviesan la ciudad de Cuenca, mostrando fuertes alteraciones de su hidromorfología, debido al urbanismo, construcción de vías, puentes, viviendas cerca del lecho y con una fuerte contaminación en sus aguas por descargas residuales directas entre otras. Para la selección de los sitios de estudio se tomó la red de monitoreo de calidad del agua de la empresa ETAPA EP,

estructurada en base a distintos objetivos como conservación y evaluación del manejo del Parque Nacional Cajas y áreas protegidas privadas de ETAPA EP. Las estaciones están dispuestas en las cuencas de los ríos: Tomebamba el cual cuenta con 18 estaciones, Cañar con ocho estaciones, Yanuncay con 17 estaciones, Chaucha con ocho estaciones, Machángara con 17 estaciones, Tarqui con 14 estaciones y tres estaciones ubicadas en la parte baja del río Cuenca (Figura 1).

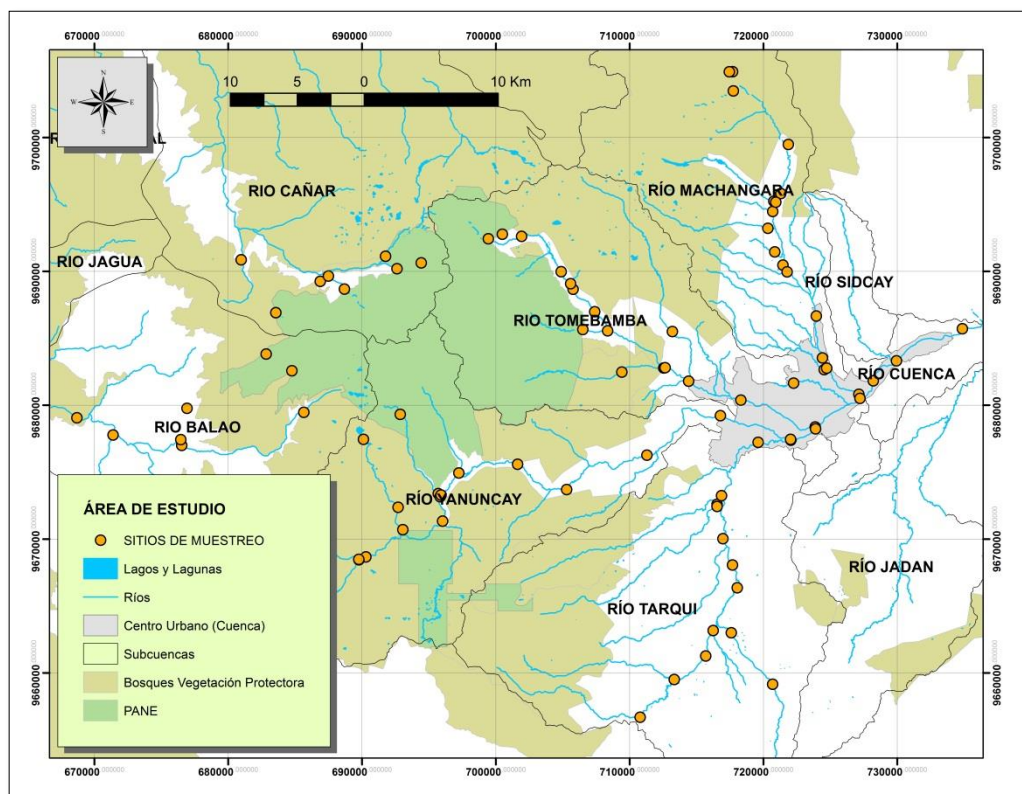


Figura 1: Área de estudio y distribución espacial de las estaciones de monitoreo utilizadas en la elaboración del índice IMRASE, provincia del Azuay, Ecuador.

Fuente: Instituto Geográfico Militar y Los Autores

Métodos

Establecimiento de una tipología de ríos en el área de estudio.

Las características geológicas, morfológicas y variables climáticas de los ríos pueden definir su vegetación de ribera, así como su funcionamiento y pueden afectar a las comunidades locales en todo el curso desde sus cabeceras hasta los tramos inferiores (Villamarin et al., 2013). Por lo tanto, la clasificación de los ecosistemas fluviales es imprescindible y se la realiza a través de un análisis de las condiciones hidromorfológicas, de heterogeneidad

ambiental que influyen cambios en su morfología y hábitat; ésta clasificación define áreas o grupos de ríos con condiciones naturales cuyas comunidades muestran una estructura similar (Omerik y Bailey, 1997; Richards et al, 1996; Lammert y Allan, 1999; Gergel et al, 2002; Molnar et al, 2002). Debido a que la zona de estudio presenta un alto gradiente altitudinal fue necesario clasificar la zona de estudio y sus localidades haciendo uso de técnicas multivariantes (i.e. Análisis de Coordenadas Principales), mediante las variables abióticas (coordenadas geográficas, altitud, pendiente, composición geológica, temperatura y precipitación promedio) y bióticas (tipo de vegetación) para establecer si existe diferencia entre los ríos de páramo y bosque, para realizar el análisis se utilizó un número similar de sitios entre las tipologías de ríos (Carvacho, 2012. Villamarin et al., 2013).

Establecimiento de estaciones de referencia.

El establecimiento de los sitios de referencia se realizó mediante la metodología propuesta por Acosta (et al., 2009), que considera cuatro niveles jerárquicos que evalúan las condiciones ambientales a nivel de cuenca hidrográfica, hidrología, tramo y lecho del río considerando impactos como actividades agrícolas, ganaderas y mineras, introducción de especies exóticas, presencia de embalses, desviaciones y trasvases de agua. Para definir cuál es el sitio seleccionado como referencia el puntaje final debe ser más de 100 puntos y mínimo 20 puntos en cada apartado. Si es que una de las localidades presenta impactos como represas, trasvases desviación y canalización de agua, actividad minera o hidroeléctrica, se considera que el impacto es muy grave y automáticamente se descarta como sitio de referencia (Acosta et al., 2009).

Debido a la dificultad de encontrar sitios prístinos puede utilizarse el criterio del menor impacto para seleccionar los sitios de referencia (Acosta et al., 2014). Estos no deben estar afectados, y de estarlo debe ser en forma mínima. En forma general, los sitios de referencia se caracterizan, según Hughes (1995), por tener una extensa vegetación ribereña natural; una composición heterogénea de distintos tipos de sustratos (bloques, cantos, grava, arena, hojarasca, etc.); un cauce naturalmente estructurado sin alteraciones, al igual que sus respectivas márgenes; con variaciones naturales del caudal de agua, así como riberas y bancos estables. Dentro de cada grupo seleccionamos sitios de referencia, que son aquellos con poca o ninguna intervención. Las características de los sitios poco perturbados conforma una condición de referencia y las características y estructura de sus comunidades biológicas sirven de patrón contra el cual se comparan los valores de los mismos atributos medidos en los sitios de prueba, es decir aquellos a los cuales se les quiere medir su condición (Reynoldson et al., 1997). El uso de las estaciones de referencia en este análisis permite aislar el efecto de factores antrópicos de los efectos naturales que

dirigen las variaciones en la composición de las comunidades de macroinvertebrados (Acosta, 2014).

Muestreo de Macroinvertebrados bentónicos.

El muestreo de macroinvertebrados se efectuó con la red de marco rectangular de 500 micras de ojo de malla y con la técnica de patada. Se consideró un total de ocho réplicas (cada una de aproximadamente 1 m² de área) las cuales fueron distribuidas según la representatividad de los microhábitats en el tramo escogido. Es decir, los microhábitats más frecuentes en el tramo contaron con el mayor porcentaje de las réplicas (Acosta et al, 2014). Luego de procesar y limpiar la muestra en campo, se la depositó en un frasco hermético de plástico de 500 ml con alcohol al 96%, a esta composición se le agregó unas gotas de glicerina para preservar mejor los macroinvertebrados (Acosta et al, 2014). En el laboratorio con un estereoscopio se procede al conteo e identificación de los macroinvertebrados a niveles taxonómicos de clase, orden y familia, la resolución taxonómica de género fue para las familias Baetidae, Ceratopogonidae, Blepharoceridae, Dixidae, Elmidae, Hidraenidae, , Hydrobiosiidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Leptohyphidae, Leptophlebiidae, Limoniidae, Muscidae, Naucoridae, Polycentropodidae, Psychodidae y Simuliidae, mediante diferentes claves taxonómicas. (Encalada et al., 2012; Roldan, 2009; Domínguez & Fernández, 2009).

Asociación de las comunidades de macroinvertebrados con la tipología de ríos establecida.

Con el objeto de verificar si las comunidades biológicas en el estudio responden a la tipología propuesta se realizó un análisis de similitudes no paramétricas (ANOSIM) para verificar el grado de similitud de las comunidades de macroinvertebrados entre los diferentes tipos de ecosistemas resultantes del análisis de establecimiento de tipologías de ríos en el área de estudio, en base de la abundancia relativa de los macroinvertebrados en los sitios de referencia. El uso de las estaciones de referencia en este análisis permite aislar el efecto de factores antrópicos de los efectos naturales que dirigen las variaciones en la composición de las comunidades de macroinvertebrados. (Carvacho, 2012). Posteriormente, se realizó un análisis de composición usando un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) como apoyo visual al resultado del ANOSIM. Además, se realizó un test de Mantel entre todos los sitios muestreados, para determinar si existe autocorrelación espacial entre estos y la composición de macroinvertebrados bentónicos encontrados en cada uno de ellos, buscando así determinar si los datos están influenciados

con las distancias geográficas. Los análisis fueron realizados utilizando el programa Past 3.06.

Determinación de gradientes de presión antrópica de los ríos.

Los factores de presión o estrés se conocen como las condiciones que experimentan los organismos cuando exceden un rango habitual pueden causar daños biológicos, estos pueden ser de origen natural que ha persistido en la tierra durante años y que ha permitido que un número de individuos especialistas puedan adaptarse a estos medios a través de la evolución (frío polar, las gradientes altitudinales o la extrema salinidad en algunos lagos y mares). Los de origen antrópico que impone condiciones nuevas para los organismos que normalmente no pueden adaptarse y acaban muriendo o buscando condiciones más propicias (Gutierrez-Canovas et al., 2013).

Para definir cuáles son las gradientes de presión antrópica que pueden estar afectando a las comunidades biológicas en cada tipo de río se aplicó un Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables ambientales indicadoras de presión antrópica tales como, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno en el agua, conductividad del agua, turbidez del agua, concentración de nutrientes en el agua (nitrógeno y fósforo), coliformes fecales y los índices de calidad de la vegetación de ribera para cada tipología (QBR-B o Vegetación de ribera de Bosque y QBR-P Vegetación de ribera de Páramo) y el índice de hábitat fluvial (IHF).

Las variables fisicoquímicas utilizadas fueron las de la campaña de monitoreo de la empresa ETAPA EP 2014, en el caso de los parámetros Oxígeno disuelto (OD - mg/l), Potencial de Hidrogeno (pH), Conductividad (um/cm), Solidos totales disueltos (TDS) fueron los tomados en campo con la sonda múltiparamétricas "Multi YSI" y el medidor de oxígeno "ODO YSI Plus"; en el caso de los parámetros Demanda Bioquímica de Oxígeno en cinco días (DBO5), Turbiedad, Coliformes Termotolerantes; Nitrógeno, Fosforo se utilizaron los resultados de los análisis de laboratorio.

Para determinar la calidad del Hábitat fluvial (IHF) se utilizó la información conformada de siete apartados que evalúan: 1. Inclusión y limitación del sustrato, 2. Frecuencia de rápidos, 3. Composición del sustrato, 4 regímenes de velocidad y profundidad, 5. Sombra en el cauce, 6. Elementos de heterogeneidad y 7. Cobertura de vegetación acuática. La calidad de vegetación de ribera (QBR) se evaluó mediante el protocolo de la vegetación de ribera; para aquellos sitios con dominancia de vegetación leñosa se utilizó el protocolo de Vegetación de Ribera de Bosque (QBR-B) con cuatro apartados 1. Grado de cubierta de la zona de ribera, 2. Estructura de la cubierta de zona de ribera, 3. Calidad de la cubierta de la zona de ribera, 4. Grado de naturalidad del canal, mientras que para los sitios representados por la vegetación típica de páramo se utilizó el protocolo de calidad de

vegetación de ribera de páramo (QBR-P) formado por tres apartados 1. Grado de cubierta de la zona de ribera, 2. Calidad de la cubierta de la zona de ribera, 3. Grado de naturalidad del canal; la información utilizada fue la levantada por la empresa ETAPA EP en el año 2014, bajo la metodología propuesta por (Acosta et al., 2009), calibrada para los sitios de estudio (Acosta et al., 2014).

Desarrollo del Índice Multimétrico y determinación de las categorías de condición ecológica.

Para cada sitio de muestreo se seleccionaron 45 métricas (Anexo 2) las cuales deberían indicar la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados frente a los diferentes niveles de intervención antrópica, estas métricas están congregadas en diferentes categorías que reúnen distintos atributos ecológicos representados por: riqueza y abundancia; composición de la comunidad bentónica; métricas de tolerancia e intolerancia; índices de diversidad y rasgos biológicos. (Carvacho, 2012. Villamarin et al., 2013).

Es necesario una correcta selección de las métricas que caracterizan la integridad biótica (Karr y Chu 1997; Barbour et al. 1999), por lo que debe hacerse tomando en cuenta a las que mejor se correlacionan con el gradiente de estrés ($R \text{ Spearman} \geq 0,4$), a las métricas cuya relación con el gradiente de estrés ambiental resultaron significativas se les practicó un análisis de correlación, si la correlación ($R \text{ Spearman}$) es igual o superior a 0,8 se mantiene solo una de las métricas para los siguientes análisis. Y por último, se determina la Eficiencia Discriminativa (ED) (Barbour et al. 1999) de las métricas que muestran una baja redundancia y una mayor correlación con el gradiente de estrés. La ED se determina utilizando la siguiente fórmula:

$$ED = (100 * (a/b))$$

Siendo **b** el número de localidades con intervención y el valor de **a**, para las métricas que decrecen con el estrés corresponde al número de sitios con intervención que posean valores inferiores 25 por ciento del valor de las localidades de referencia, y para las métricas que incrementan con el estrés, **a** corresponde al número de sitios impactados con valores por encima 75 por ciento del valor de las localidades de referencia. (Baptista, 2006. Carvacho, 2012. Villamarin, 2013).

La información que contienen los bioindicadores seleccionados se puede integrar en un único valor o índice. Sin embargo, los valores de diferentes bioindicadores se expresan en unidades diferentes, por lo que se hace necesario normalizar o igualar sus unidades para poder construir el índice. La normalización implica asumir que todos los bioindicadores tienen la misma importancia.

En el caso de las métricas en las que se espera un decrecimiento frente al gradiente de estrés se utilizó la fórmula:

$$\text{Score} = (100 * (X/(X95 - X_{\min})))$$

Donde, X = valor de la métrica; X95 = valor del percentil 95; X_{min} = valor mínimo registrado.

Para las métricas en las que se espera un incremento frente al gradiente de estrés se utilizó la fórmula:

$$\text{Score} = (100 * ((X_{\max} - X)/(X_{\max} - X_5)))$$

Donde, X = valor de la métrica; X₅ = valor del percentil 5; X_{max} = valor máximo registrado.

El puntaje de cada métrica en cada localidad se promedia mediante la fórmula:

$$\text{Valor del índice} = ((\text{Score}_1 + \text{Score}_2 + \dots + \text{Score}_n)/N)$$

Donde, Score 1,2...n = valor obtenido para cada métrica; N = número total de métricas calculadas que incorpora el índice. Con lo cual se cerciora que cada métrica este contribuyendo en igual proporción en el valor del índice multimétrico (Green & Swietlik, 2000). De esta manera se obtiene el valor final del índice, siendo valores cercanos al 0 los que denoten una muy mala calidad, por otra parte valores altos señalaran una muy buena calidad. Para determinar la capacidad discriminativa del índice multimétrico propuesto, entre localidades de referencia e impactadas se calculó la Eficacia de Discriminación (ED) del mismo.

Procedimos a realizar los cortes para las categorizaciones de la calidad de los ríos tanto de las localidades de Páramo como de las localidades de Bosque. Con los valores obtenidos en cada una de las estaciones de muestreo se establecieron los rangos de calificación utilizando la metodología propuesta para la Directiva Marco del Agua (DMA), la cual establece 5 categorías que fluctúan desde Muy Buena a Pésima, para determinar el corte entre la categoría Muy Bueno y Bueno se utilizó el percentil 75 de las localidades de referencia, mientras que el percentil 25 de los sitios de referencia estableció el corte entre las categorías Bueno y Moderado (Barbour et al., 1999; Villamarín et al., 2013)).

El rango entre las categorías Moderado, Malo y Pésimo, se estableció entre el percentil 25 de los sitios de referencia y el mínimo valor posible para el índice, el cual fue dividido en tres partes iguales, estableciendo así el rango de las categorías que registraron un mayor impacto en las comunidades de macrobentos en los ríos estudiados. (Baptista, 2006. Carvacho, 2012. Villamarín et al., 2013).

Validación del índice IMRASE con una base de datos independiente.

La validación del índice se realizó utilizando una base de datos independiente a la que fue utilizada para la elaboración del índice IMRASE, dentro de las mismas cuencas hidrográficas. El método de validación consistió en la aplicación del índice multimétrico a la base de datos independiente, utilizando las fórmulas de estandarización obtenidas para cada métrica, para obtener el valor de calificación final del índice en cada localidad de la base de datos independiente. (Carvacho, 2012).

Luego se procedió a calcular la eficiencia discriminativa (ED) de los sitios de referencia y de las localidades impactadas (Green. Swietlik, 2000). El cálculo de la ED para la validación del índice se realizó usando la fórmula $ED = (100 * (a/b))$, en donde, para las localidades de referencia, **a** es el número de sitios de referencia de la base de datos independiente que presentan un valor del índice superior al 25 por ciento del valor que presentan los sitios de referencia en la base de datos original, y **b** será el número total de localidades de referencia de la base de datos independiente.

En el caso de las localidades impactadas **a** es el número de localidades intervenidas de la base de datos independiente que presenten un valor del índice menor al 25 por ciento del valor que presentan los sitios intervenidos en la base de datos original y **b** será el número total de sitios impactados de las localidades utilizadas para la validación. (Carvacho, 2012).

Validación del desempeño de índice IMRASE en relación a otros índices biológicos y su relación con el gradiente de estrés.

Para evaluar el estado ecológico de la cuenca fueron seleccionados diversos índices de calidad biológica, de probada sensibilidad a los cambios ambientales y que requieren el nivel taxonómico de familia para su aplicación (Sánchez-Montoya et al., 2010). Entre estos, se incluyeron a los índices más utilizados en la región siendo estos, los índices unimétricos ABI y BMWP/Col, además se contrastaron los resultados con el índice multimétrico propuesto por Villamarín et al., 2013 (IMEERA) desarrollado para la evaluación del estado ecológico de ríos altoandinos de Ecuador y Perú, el cual fue calibrado en el norte de Ecuador y en el norte de Perú.

Para poder comparar estos índices, los valores de categorización de calidad, fueron escalados mediante el cálculo de la EQR (Relación de Calidad Ecológica). Utilizando la fórmula:

$$EQR = Vo / VR$$

Donde, V_o = valor del índice biológico obtenido para una determinada localidad; V_R = valor del índice biológico obtenido del promedio de las localidades seleccionadas de referencia.

El valor de referencia (V_R) para cada índice se obtuvo calculando el valor promedio de las localidades de referencia, registrándose una EQR que oscila entre 0 y 1. Siendo los valores cercanos a 1 los que indicarán un muy buen estado ecológico, mientras que los valores próximos a 0 corresponderán a un mal estado ecológico (Ortiz, 2002).

Luego, se correlacionó los resultados de estos índices mediante un test de Pearson comparándolos con la gradiente de presión. Determinando así mediante el valor de R , cuál de estos índices presenta la mejor respuesta frente al gradiente de estrés del área de estudio. Luego se determinó la Eficiencia Discriminativa (ED) con cada uno de los índices para determinar cuál de ellos tiene la mayor eficacia para Discriminar entre los sitios de referencia y perturbados.

CAPITULO 2: RESULTADOS

Establecimiento de una tipología de ríos en el área de estudio.

El análisis de componentes principales ordenó los diferentes sitios en dos grandes grupos, los sitios con una elevación superior a los 3500 msnm y con vegetación correspondiente a páramo fueron ordenados al lado izquierdo del diagrama de ordenación del ACP. Los sitios de elevación inferior y con vegetación arbórea o arbustiva fueron ordenados a la derecha del eje. Los dos primeros componentes del ACP explicaron 64.38% de la varianza total de los datos, en el PC1 las variables con más peso fueron, la temperatura y vegetación con 0.45 seguido por la geología y la elevación con 0.41 y -0.40 respectivamente. En el PC2 las variables con más peso fueron la coordenada X y el orden con 0.56 y 0.51 respectivamente y la precipitación con 0.44. (Tabla 1; Figura 2).

Tabla 1: Carga vectorial del ACP entre sitios de páramo y bosque

VARIABLE	PC 1	PC 2
COORDENADA X	-0.2161	0.5639
COORDENADA Y	0.0000	0.0000
ELEVACIÓN	-0.4001	-0.1913
TEMPERATURA	0.4507	-0.2369
PRECIPITACIÓN	-0.3225	0.4420
PENDIENTE	0.2651	0.2992
VEGETACIÓN	0.4534	0.1238
GEOLOGÍA	0.4149	0.1393
ORDEN	0.1952	0.5193

Fuente: Los Autores.

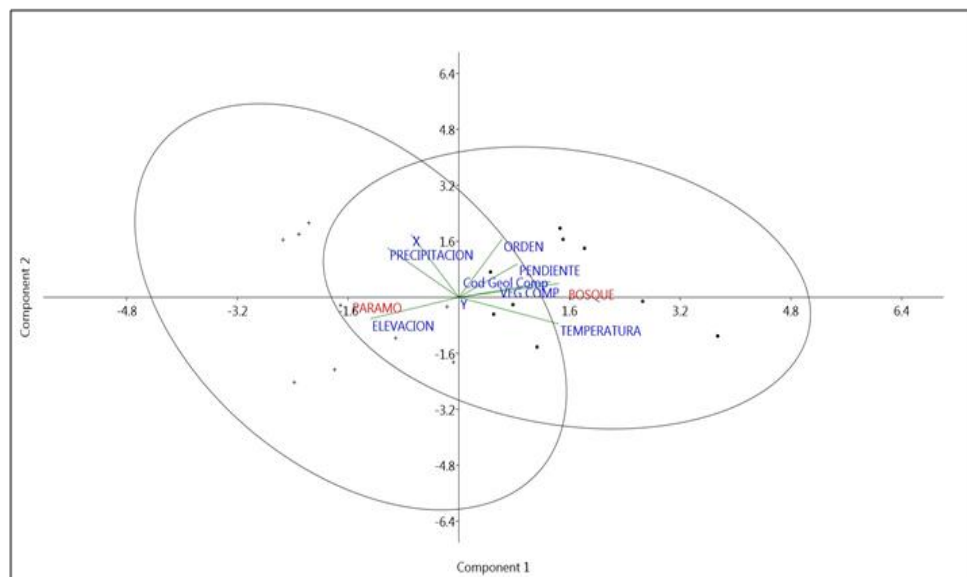


Figura 2. Distribución espacial del Análisis de componentes principales entre los sitios de páramo y bosque, elipses con CI de 95%, provincia del Azuay, Ecuador.

Fuente: Los autores

Establecimiento de estaciones de referencia.

De acuerdo a los resultados de la tipología definida, se establecieron 10 sitios de referencia para páramo y 9 para bosque, según la metodología propuesta por Acosta (*et al* 2009), definiéndose como estaciones de referencia aquellas que presenten un puntaje final sobre los 100 puntos (Tabla 2).

Tabla 2: Estaciones de referencia de Paramo y Bosque, metodología propuesta por (Acosta *et al*, 2009)

SITIOS DE REFERENCIA			
REFERENCIAS DE PÁRAMO		REFERENCIAS DE BOSQUE	
Estación	Puntaje	Estación	Puntaje
CAÑ-GUA-010	120	CAÑ-AT-CONTROL.AV	114
CHA-CA-040	116	CAÑ-CH-015	120
MAC-BUL-CONTROL	120	CAÑ-CH-CONTROL	118
MAC-CHAN-CONTROL	120	CAÑ-GUA-CONTROL	114
MAC-PIN-CONTROL	116	CHAU-MA-010	118
TOM-QN-080	112	MAC-CHA-CONTROL	102
YAN-BER-CONTROL	120	MAC-CHU-CONTROL	104
YAN-GAL-020	120	TOM-LL-005	118
YAN-GAL-CONTROL	110	TOM-MZ-010	120
YAN-IZH-020	118		

Fuente: Los Autores.

Las mismas son localidades sin impactos o con un mínimo de algún tipo de alteraciones, para el caso de las estaciones de la tipología de páramos fueron determinadas la mayoría, debido a que las mismas se encuentran dentro de áreas protegidas manejadas por la empresa ETAPA EP. (i.e. cuencas del Tomebamba, Yanuncay, Cañar, Chaucha Machángara).

Muestreo de Macroinvertebrados bentónicos.

En total colectaron 132539 individuos en 86 sitios de monitoreo asociadas a 73 taxas de macroinvertebrados acuáticos (Anexo 7). El orden DIPTERA contiene el mayor número de familias (13), seguido de TRICHOPTERA (12) y COLEOPTERA (7) (Tabla 3). Las taxas dominantes en cuanto a riqueza y la abundancia absoluta fueron Baetidae, Hyalellidae, Oligochaetae, Chironomidae, Hydroptilidae y Elmidae (Tabla 3).

Tabla 3: Familias de Macroinvertebrados bentónicos más abundantes y frecuentes en el sitio de estudio.

TAXAS	ABUNDANCIA (%)
Baetidae	30,01
Hyaellidae	13,24
Oligochaeta	12,13
Chironomidae	10,15
Hydroptilidae	5,71
Elmidae	5,00

Fuente: Los Autores

Ríos de tipología páramo

En los sitios de páramo se registraron 36 taxas en total, las mismas pertenecientes a las localidades de referencia. Las más abundantes Hyalellidae (19,48%), Elmidae (13,45 %), Chironomidae (12,51 %), Oligochaeta (7,08 %), Leptohyphidae (5,01 %) e Hydroptilidae (4,39%). Mientras que en los sitios considerados como alterados las taxas disminuyeron a 25, las más abundantes fueron Chironomidae (26,67 %), Hyalellidae (18,96%), Elmidae (18,92 %), Leptophlebiidae (7,80 %), Simuliidae (5,17 %) y Oligochaeta (4,49 %). (Tabla 4). En los sitios de referencia de páramo se registraron 36 taxas y dominaron los grupos *Chironomidae* (16%), *Hyalella* (15%), *Oligochaeta* (8%) y *Heterelmis* (7%); mientras que en los sitios alterados se observaron 41 taxas y mostraron una dominancia similar a los sitios de referencia, sin embargo la abundancia relativa de la taxa *Chironomidae* fue casi del doble, las taxas más dominantes fueron *Chironomidae* (25%), *Hyalella* (17%), *Heterelmis* (12%) y *Helobdella* (12%).

Tabla 4: Familias de Macroinvertebrados bentónicos más abundantes en los sitios de referencia y alterados de la tipología de ríos de páramo.

Abundancias absolutas en Páramo			
Referencia		Alteradas	
Taxa	%	Taxa	%
Hyalellidae	19.48	Chironomidae	26.67
Elmidae	13.45	Hyalellidae	18.96
Chironomidae	12.51	Elmidae	18.82
Oligochaeta	7.08	Leptophlebiidae	7.80
Leptohyphidae	5.01	Simuliidae	5.17
Hydroptilidae	4.39	Oligochaeta	4.49

Fuente: Los Autores

Ríos de tipología bosque

Las localidades de bosque registraron un total de 55 taxas, los sitios de referencia mostraron 42 taxas. Las más abundantes fueron Baetidae (21,11 %), Elmidae (15,06 %), Chironomidae (8,13 %), Simuliidae (7,77 %), Helicopsychidae (7,28 %) y Leptoceridae (7,26 %); en los sitios alterados se observaron 47 taxas siendo los más abundantes Baetidae

(36,18 %), Oligochaetae (14,02%), Hyalellidae (12,77 %), Chironomidae (9,03 %), Hydroptilidae (6,32 %) y Simuliidae (7,77). (Tabla 5).

Tabla 5: Familias de Macroinvertebrados bentónicos más abundantes en los sitios de referencia y alterados de la tipología de ríos de bosque.

Abundancias absolutas en Bosque			
Referencia		Alteradas	
Taxa	%	Taxa	%
Baetidae	21.11	Baetidae	36.18
Elmidae	15.06	Oligochaeta	14.02
Chironomidae	8.13	Hyalellidae	12.77
Simuliidae	7.77	Chironomidae	9.03
Helicopsychidae	7.28	Hydroptilidae	6.32
Leptoceridae	7.26	Simuliidae	4.76

Fuente: Los Autores

Las localidades de bosque en sus sitios de referencia registraron 66 taxas, con dominancia de los grupos *Baetodes* (12%), *Simulium* (10%), *Chironomidae* (10%) y *Andesiops* (8%), mientras que en los sitios alterados se registraron 87 taxas y los grupos dominantes fueron *Baetodes* (18%), *Oligochaetae* (18%), *Camelobaetidius* (12%) y *Chironomidae* (11%), (Figura 3).

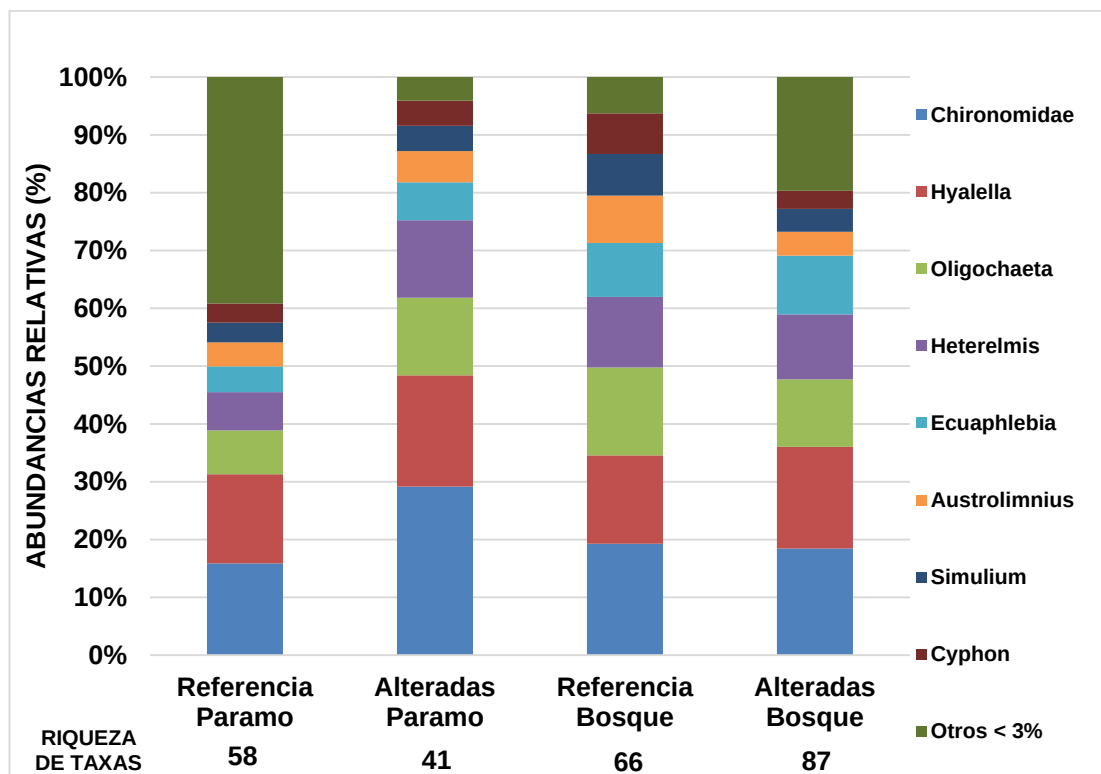


Figura 3: Abundancias relativas y riqueza de taxas de los sitios de referencia y alterados de las tipologías de páramo y bosque, (en la categoría otros se incluyen los taxas con abundancia relativa < 3%), provincia del Azuay, Ecuador.

Asociación de las comunidades de macroinvertebrados con la tipología de ríos establecida.

El análisis de escalamiento multidimensional no métrico NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) a un nivel de stress de 0.24 muestra una ordenación que separa los sitios de páramo y los de bosque. El Anosim resultó con una R Global de 0.27 ($P = 0.002$) en 9999 permutaciones, lo que indica que las comunidades de macroinvertebrados de cada tipo de ríos son diferentes. (Figura 4). En base a estos resultados en lo sucesivo se tratarán por separado los sitios de Páramo y los sitios de Bosque, esto con la finalidad de evitar que las variaciones de orden natural en las comunidades biológicas enmascaren (oculten) las variaciones producidas por los efectos antrópicos. El test de Mantel determinó que no existe autocorrelación espacial obteniendo un valor de $R=0.01$ y una $P=0.29$ en 9999 permutaciones, por lo que los datos no están influenciados por las distancias geográficas.

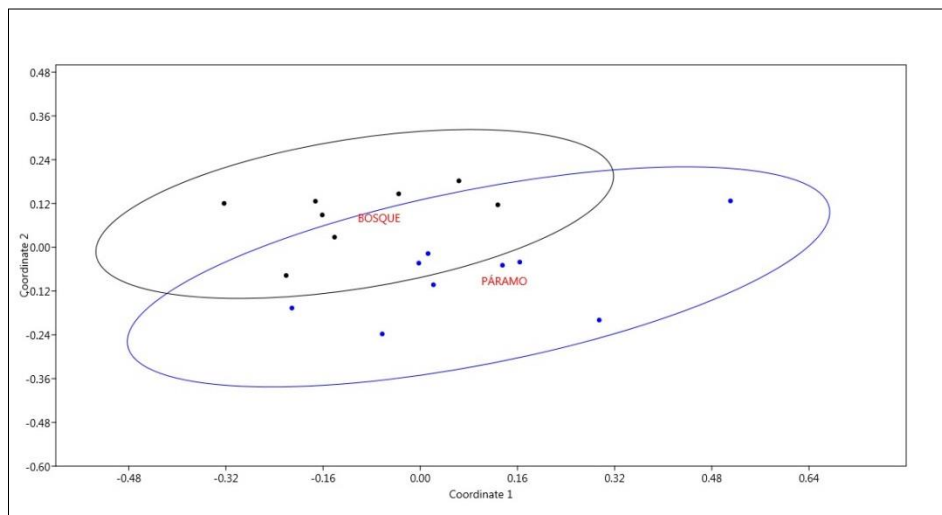


Figura 4: NMDS en dos dimensiones de la abundancia de individuos por familia de los macroinvertebrados en los sitios de referencia de páramo y bosque (Bray – Curtis) con un stress 0.24, elipses con CI de 95%, provincia del Azuay, Ecuador.

Fuente: Los autores.

Determinación de gradientes de presión antrópica de los ríos.

Ríos de tipología páramo

Para los ríos de Páramo los dos primeros componentes del ACP explicaron 55.87% de la varianza acumulada, por lo que fueron seleccionados como los gradientes de presión (Figura 5). En el PC1 las variables con más peso fueron los Coliformes Fecales con 0.45 seguido por QBR y Fosforo total con -0.39 y 0.39 respectivamente, posterior a ellos encontramos a las variables Saturación de Oxígeno (%) y DBO5 con 0.37 y 0.33,

respectivamente. En el PC2 las variables con más peso fueron el pH con 0.52 y la conductividad con 0.45 (Tabla 6).

Tabla 6: Carga vectorial del ACP en la tipología de ríos de páramo

VARIABLE	PC 1	PC 2
QBR	-0.39023	-0.15890
Conductividad	-0.25734	0.45951
Oxígeno mg/l	0.17101	-0.29343
Oxígeno saturado	0.37912	-0.37064
pH	-0.19063	0.52997
Coliformes Fecales	0.45726	0.13222
DBO5	0.33051	0.28781
Nitrógeno	-0.12398	-0.02158
Fosforo Total	0.39367	0.36462
Turbiedad	0.28899	0.15977

Fuente: Los Autores

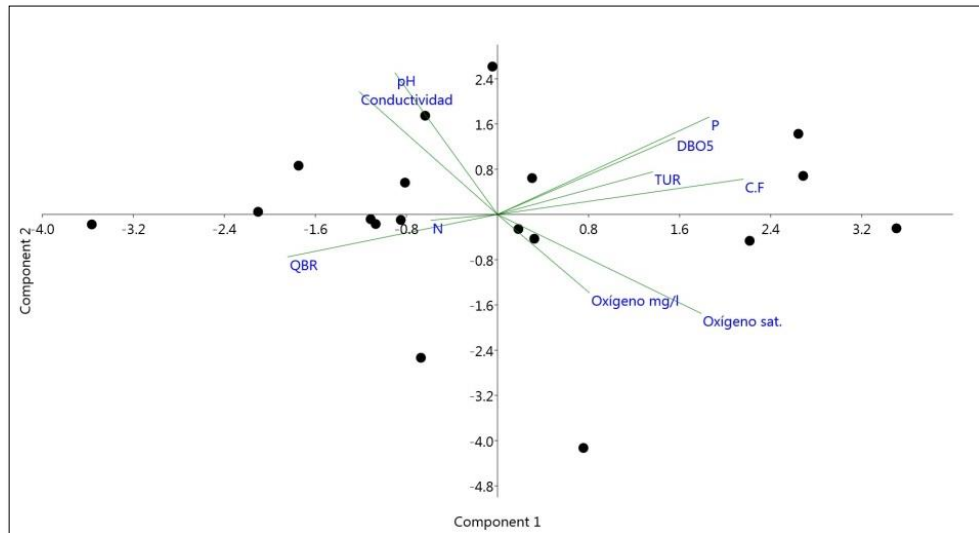


Figura 5: Distribución espacial del Análisis de componentes principales de la gradiente de presión en ríos de Paramo, provincia del Azuay, Ecuador.

Fuente: Los autores.

Ríos de tipología bosque

En lo que tiene que ver a los ríos de Bosque los dos primeros componentes del ACP explicaron 63.57% por lo que fueron seleccionados estos dos componentes como los gradientes de presión. Para el PC1 las variables con más peso fueron el DBO5 con 0.48 seguido por la Turbiedad con 0.42, posterior a ellos encontramos a las variables Nitratos y Concentración de Oxígeno (mg/l) con 0.41 y 0.38, respectivamente. En el PC2 las variables con más peso fueron el pH con 0.60 y la conductividad con 0.55 seguidas por el índice QBR con 0.33 (Figura 6, Tabla 7).

Tabla 7: Carga vectorial del ACP en la tipología de ríos de bosque

VARIABLE	PC 1	PC 2
QBR	-0.34621	0.33255
Conductividad	0.32778	0.55735
Oxígeno mg/l	-0.38546	-0.24082
pH	0.17014	-0.60333
DBO5	0.48689	-0.03911
Nitrógeno	-0.41849	0.32303
Turbiedad	0.42775	0.22558

Fuente: Los Autores

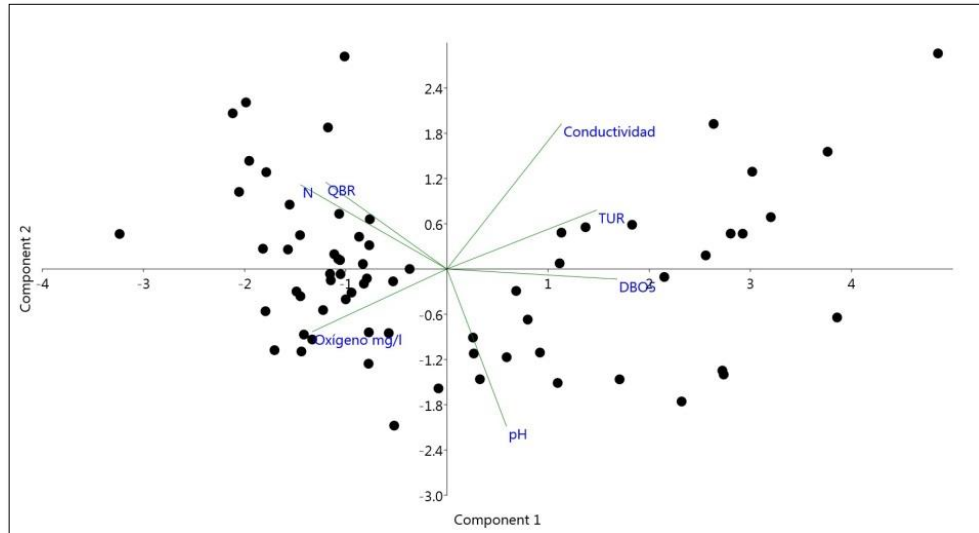


Figura 6: Distribución espacial del Análisis de componentes principales de la gradiente de presión en ríos de Bosque, provincia del Azuay, Ecuador.

Fuente: Los autores.

Desarrollo del Índice Multimétrico y determinación de las categorías de condición ecológica.

Un total de 45 métricas (Tabla 8) fueron seleccionadas; ocho métricas para los ríos de Páramo (Número de Taxa, Número de Coleóptera, % de Ephemeroptera, % de Coleóptera, % de cinco taxones dominantes, ASPT, Índice de Equidad y % de Perforadores), y 10 para los de Bosque (Número de EPT, Número de Oligochaeta, % de Plecóptera, % de Coleóptera, Baetidae / Ephemeroptera, ASPT, Shannon, Índice de Equidad, Número de Trituradores y % de Trituradores).

Tabla 8. Correlación con el gradiente de estrés, ED, correlación entre métricas y métricas escogidas para el índice IMRASE de Paramo y Bosque

		PÁRAMO					BOSQUE				
MÉTRICAS		PC1	PC2	ED	CORR	MS	PC1	PC2	ED	CORR	MS
MÉTRICAS DE RIQUEZA Y ABUNDANCIA	NUMERO DE INDIVIDUOS	0.09	0.04	0.00			0.18	-0.27	38.98		
	NUMERO DE EPT	0.14	0.32	100.00			-0.71	-0.13	79.66	X	X
	NUMERO DE CHIRONOMIDAE	0.02	0.25	28.57			0.12	-0.11	44.07		
	NUMERO DE TAXAS	0.12	0.47	100.00	X		-0.42	-0.23	72.88	X	
	NUMERO DE ODONATA	0.00	0.00	100.00			0.19	-0.16	86.44		
	NUMERO DE EPHEMEROPTERA	0.40	0.51	71.42	X		-0.18	-0.42	32.20		
	NUMERO DE PLECOPTERA	0.00	0.76	100.00	X	X	-0.53	0.06	77.97	X	
	NUMERO DE TRICHOPTERA	0.26	0.27	42.85			-0.71	-0.10	76.27	X	
	NUMERO DE COLEOPTERA	0.60	0.31	57.14	X	X	-0.66	0.05	55.93	X	
	NUMERO DE DIPTERA	-0.14	0.19	14.28			0.13	-0.15	50.85		
MÉTRICAS DE COMPOSICIÓN	NUMERO DE OLIGOCHAETA	0.12	0.40	14.28			0.58	-0.04	62.71	X	X
	% DE EPT	0.20	0.04	85.71			-0.77	-0.04	77.97	X	
	% DE ODONATA	0.00	0.00	100.00			0.19	-0.16	86.44		
	% DE EPHEMEROPTERA	0.46	0.37	71.42	X	X	-0.28	-0.31	30.51		
	% DE PLECOPTERA	0.03	0.74	100.00	X		-0.56	0.11	84.75	X	X
	% DE TRICHOPTERA	0.23	0.16	57.14			-0.85	-0.01	79.66	X	
	% DE COLEOPTERA	0.59	0.27	57.14	X	X	-0.80	0.15	72.88	X	X
	% DE DIPTERA	-0.08	0.08	42.85			0.08	0.07	22.03		
	% DE CHIRONOMIDAE	0.03	-0.02	57.14			0.06	0.11	45.76		
	% DE OLIGOCHAETA	0.19	0.28	0.00			0.51	0.08	52.54	X	
MÉTRICAS DE TOLERANCIA / INTOLERANCIA	% TAXON DOMINANTE	-0.28	-0.38	100.00			0.36	-0.11	57.63		
	% 5 TAXONES DOMINANTES	-0.15	-0.52	100.00	X	X	0.68	-0.08	72.88	X	
	HYDROPSYCHIDAE / TRICHOPTERA	0.05	-0.11	14.29			0.20	0.43	23.73		
	BAETIDAE / EPHEMEROPTERA	-0.04	-0.39	85.71	X		0.57	0.02	61.02	X	X
	IBF	-0.04	-0.19	71.43			0.30	0.07	86.44		
	ABI	0.15	0.45	100.00	X		-0.58	-0.20	72.88	X	
	BMWP	0.09	0.44	100.00	X		-0.58	-0.18	76.27	X	
	ASPT	-0.07	0.48	100.00	X	X	-0.79	-0.04	83.05	X	X
ÍNDICES DE DIVERSIDAD	Simpson_1-D	0.19	0.51	100.00	X		-0.47	0.11	72.88	X	
	Shannon_H	0.15	0.51	100.00	X		-0.59	0.13	81.36	X	X
	Margalef	0.16	0.35	100.00	X	X	-0.58	-0.13	74.58	X	
	Equidad	0.13	0.50	100.00	X	X	-0.46	0.20	67.80	X	X
	Berger-Parker	-0.29	-0.38	0.00			0.36	-0.11	18.64		
	NUMERO DE DEPREDADORES	-0.27	0.41	14.29	X		-0.11	0.01	28.81		
RASGO BIOLÓGICO	% DEPREDADORES	-0.30	0.35	57.14	X	X	-0.30	0.29	55.93		
	NUMERO DE COLECTORES	0.12	0.13	14.29			0.24	-0.34	13.56		
	% COLECTORES	0.23	-0.26	14.29			0.51	-0.20	3.39		
	NUMERO DE FILTRADORES	-0.30	0.07	0.00			-0.26	-0.17	11.86		
	% FILTRADORES	-0.31	-0.09	14.29			-0.42	0.01	10.17		
	NUMERO DE RASPADORES	0.24	0.36	85.71			0.15	0.08	45.76		
	% RASPADORES	0.28	0.31	100.00			0.09	0.31	83.05		
	NUMERO DE TRITURADORES	0.24	0.05	71.43			-0.58	-0.19	67.80	X	X
	% TRITURADORES	0.21	-0.03	71.43			-0.68	-0.10	66.10	X	X
	NUMERO DE PERFORADORES	0.54	0.10	57.14	X		-0.56	-0.23	42.37		
	% PERFORADORES	0.51	0.15	57.14	X		-0.70	-0.11	40.68		

PC1: Correlación de la métrica con el PC1 del gradiente de presión; PC2: Correlación de la métrica con el PC2 del gradiente de presión; ED: Eficiencia de Discriminación de la métrica; CORR: Correlación > 0.8 con otra métrica; MS: Métrica seleccionada para el índice IMRASE.

Fuente: Los autores

Se determinó las fórmulas de estandarización de las métricas seleccionadas para elaborar el índice multimétrico para los ríos del sur del Ecuador en los ríos de páramo (Tabla 9).

Tabla 9: Formulas para determinar el valor de cada métrica para calcular el índice multimétrico para los ríos del sur del Ecuador (IMRASE) en ecosistemas de Páramo

Métricas que decrecen con el gradiente	Percentil 95	Min	Fórmula de estandarización
NUMERO DE PLECOPTERA	199.00	0.00	$VALOR = (100 * (X/199))$
% DE EPHEMEROPTERA	41.63	0.00	$VALOR = (100 * (X/41.63))$
NUMERO DE COLEOPTERA	576.00	6.00	$VALOR = (100 * (X/570))$
% DE COLEOPTERA	36.94	1.06	$VALOR = (100 * (X/35.88))$
Margalef	3.33	0.70	$VALOR = (100 * (X/2.63))$
Equidad	0.78	0.18	$VALOR = (100 * (X/0.60))$
ASPT	6.67	5.13	$VALOR = (100 * (X/1.54))$
% DE PREDADORES	33.38	0.85	$VALOR = (100 * (X/6.62))$
Métricas que crecen con el gradiente	Percentil 5	Max	Fórmula de estandarización
% 5 TAXONES DOMINANTES	63.01	100	$VALOR = (100*((100-X)/36.99))$

Fuente: Los Autores

Se estableció las fórmulas de estandarización de las métricas seleccionadas para la elaboración del índice multimétrico para los ríos del sur del Ecuador en los ríos de bosque (Tabla 10).

Tabla 10: Formulas para determinar el valor de cada métrica para calcular el índice multimétrico para los ríos del sur del Ecuador (IMRASE) en ecosistemas de Bosque

Métricas que decrecen con el gradiente	Percentil 95	Min	Fórmula de estandarización
NUMERO DE EPT	10.65	1.00	$VALOR = (100 * (X/9.65))$
% DE PLECOPTERA	4.58.14	0.00	$VALOR = (100 * (X/4.58))$
% DE COLEOPTERA	21.71	0.00	$VALOR = (100 * (X/21.71))$
Shannon_H	2.30	0.30	$VALOR = (100 * (X/2.00))$
Equidad	0.76	0.13	$VALOR = (100 * (X/0.63))$
ASPT	6.84	3.43	$VALOR = (100 * (X/3.41))$
NUMERO DE TRITURADORES	60.55	0.00	$VALOR = (100 * (X/60.55))$
% TRITURADORES	10.05	0.00	$VALOR = (100 * (X/10.05))$
Métricas que crecen con el gradiente	Percentil 5	Max	Fórmula de estandarización
NUMERO DE OLIGOCHAETA	0.00	2640.00	$VALOR = (100*((2640-X)/2640))$
BAETIDAE / EPHEMEROPTERA	1.00	0.62	$VALOR = (100*((1-X)/0.38))$

Fuente: Los Autores

Los valores críticos para los ecosistemas de Páramo y Bosque y la clasificación de las diferentes categorías del Índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos andinos del sur del Ecuador (IMRASE). (Tabla 11).

Tabla 11: Rango de Valores Críticos para calcular el índice IMRASE.

Categoría	Calificación	Rango de Valores		Color
		Páramo	Bosque	
I	Muy bueno	≥ 114	≥ 106	Azul
II	Bueno	113 - 89	105 - 74	Verde
III	Moderado	88 - 59	73 - 49	Amarillo
IV	Malo	58 - 29	48 - 24	Naranja
V	Pésimo	≤ 28	≤ 23	Rojo

Fuente: Los Autores

Los valores de la Eficiencia Discriminativa ED entre localidades de referencia e impactadas resultó en 71,4% para el Páramo y 88.1% para el Bosque. El diagrama de box-plot (Figura 7) muestra una discrimina los sitios de referencia y los sitios perturbados.

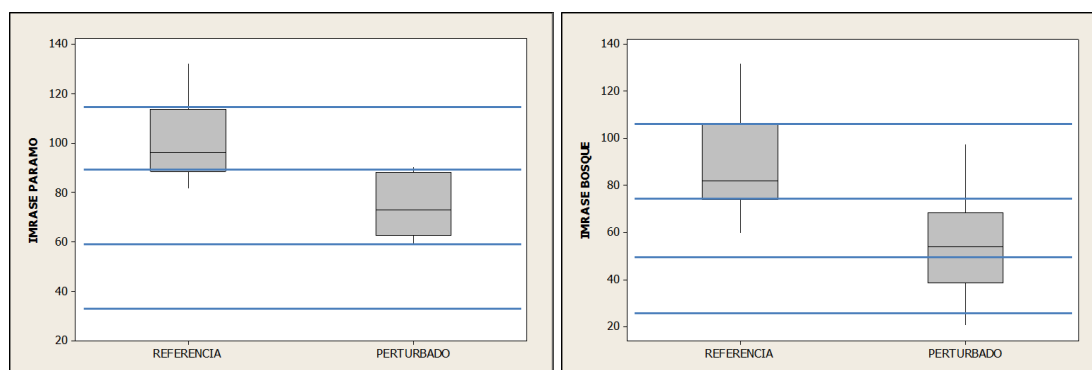


Figura 7: Diagramas de caja para la distribución de los valores de campo obtenidos con el índice IMRASE. Cada caja fue utilizada para determinar los valores críticos del índice IMRASE, para ríos de Páramo y Bosque, provincia del Azuay, Ecuador.

Fuente: Los Autores

Validación del índice IMRASE con una base de datos independiente.

La base de datos cuenta con un total de 60 estaciones, de las cuales siete son de Páramo, cuatro de ellas consideradas de referencia y tres con algún grado de perturbación. Mientras que las restantes 53 estaciones corresponden con la tipología denominada Bosque, seis son de referencia y 47 con algún grado de perturbación. Los diagramas de caja (Figura 8)

muestran una buena eficiencia discriminativa entre ríos de referencia y perturbados tanto para el Páramo como para el Bosque. En el Páramo la ED de los sitios de referencia fue de 100% y en los perturbados fue de 66,7%, mientras que los sitios de Bosque mostraron una ED de 83.33% para los sitios de referencia y 70.21% para los sitios impactados.

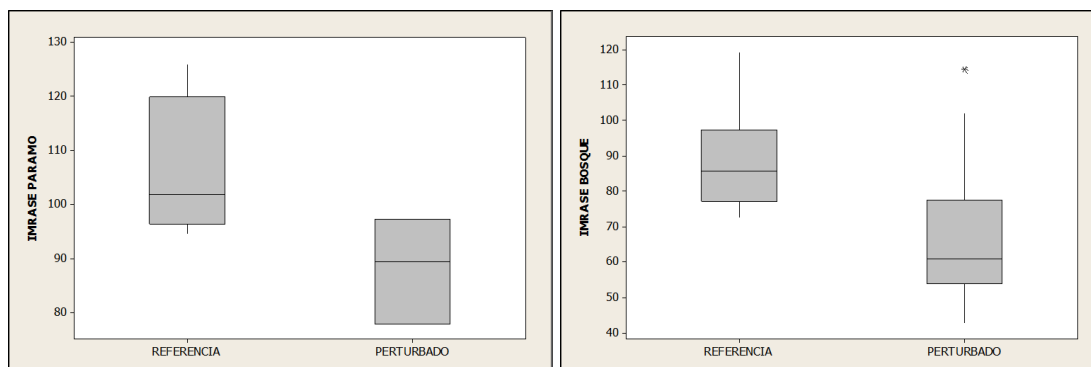


Figura 8: Gráfica de cajas de los valores de validación del índice IMRASE, comparando sitios de referencia y perturbados en ríos de Páramo y Bosque, provincia del Azuay, Ecuador..
Fuente: Los Autores.

Evaluación del desempeño de índice IMRASE en relación a otros índices biológicos y su relación con el gradiente de estrés.

En los ríos de Páramo, el índice IMRASE-P presentó la mayor correlación en los dos gradientes de presión, la correlación con el PC1 de 0.15 seguido por el IMEERA-P con -0.12, el BMWP/Col con -0.09 y por último el ABI con -0.03. En lo que se refiere al gradiente PC2, el índice IMRASE-P obtuvo una correlación de 0.43, seguido por el índice BMWP/Col con 0.25, el ABI con 0.22 y por último el IMEERA-P con 0.18 (Tabla 12). Ninguno de los índices tuvo una correlación significativa con los gradientes de presión.

Tabla 12: Resultados del test de correlación de Pearson de los índices comparados con los gradientes de presión en los ríos de Páramo utilizando los valores obtenidos por los índices.

	IMRASE P	ABI	BMWP/Col	IMEERA P	PC1	PC2
IMRASE P		0.00	0.00	0.00	0.59	0.10
ABI	0.85		0.00	0.00	0.92	0.41
BMWP/Col	0.84	0.99		0.00	0.75	0.34
IMEERA P	0.71	0.94	0.95		0.65	0.51
PC1	0.15	-0.03	-0.09	-0.12		0.60
PC2	0.43	0.22	0.25	0.18	-0.14	

Fuente: Los Autores

Al advertir que los resultados que se expresaban en las categorías de calidad de los ríos eran disimiles entre los índices (Tabla 14), se procedió a realizar el mismo procedimiento anterior pero esta vez con los valores de categorización de calidad. Los resultados muestran una correlación del índice ABI con el PC1 de 0.07 seguido por el IMRASE-P con 0.05, el BMWP/Col con -0.04 y por último el IMEERA-P con -0.01. En relación al gradiente PC2, el índice IMRASE-P obtuvo una correlación de 0.49, seguido por el índice IMEERA-P con 0.13, el ABI con 0.11 y por último el BMWP/Col con 0.09 (Tabla 13), Observando que el índice IMRASE-P tiene una $P = 0.05$ denotando una correlación significativa con el gradiente de presión PC2.

Tabla 13: Resultados del test de correlación de Pearson de los índices comparados con los gradientes de presión en los ríos de Páramo utilizando los valores de categorización obtenidos por los índices.

	IMRASE P	ABI	BMWP/Col	IMEERA P	PC1	PC2
IMRASE P		0.01	0.03	0.00	0.86	0.05
ABI	0.63		0.00	0.00	0.79	0.68
BMWP/Col	0.55	0.93		0.00	0.88	0.75
IMEERA P	0.70	0.80	0.79		0.96	0.63
PC1	0.05	0.07	-0.04	-0.01		0.60
PC2	0.49	0.11	0.09	0.13	-0.14	

Fuente: Los Autores

Tabla 14: Resultados de los índices evaluados en el ecosistema de Páramo.

	IMRASE P	ABI	BMWP/Col	IMEERA
CAÑ-GUA-010	95.99	126	138	100.343823
CAÑ-LU-010	62.80	41	54	64.8855754
CAÑ-LU-CONTROL	59.24	51	63	76.738249
CHA-CA-040	122.66	131	148	108.46922
CHAU-JE-010	79.88	23	29	41.958042
MAC-BUL-CONTROL	100.00	125	135	94.7581954
MAC-CHAN-CONTROL	82.57	103	111	97.0389336
MAC-PIN-CONTROL	104.87	138	159	102.546123
TOM-QN-035	70.29	58	73	68.7456608
TOM-QN-080	95.12	103	118	82.3283491
YAN-BER-CONTROL	131.79	155	173	111.814304
YAN-CAN-CONTROL	89.89	67	70	61.4587773

YAN-GAL-CONTROL	101.77	107	121	87.1951364
YAN-IZH-020	81.67	97	104	86.7822642
YAN-SH-CONTROL	72.84	53	65	72.2865818
YAN-YH-CONTROL	88.08	73	76	75.0315774

IMRASE, BMWP/Col e IMEERA: Azul = Muy Bueno, Verde = Bueno, Amarillo = Moderado, Naranja = Malo, Rojo = Pésimo; ABI = Azul = Muy Bueno, Verde = Bueno, Amarillo Malo, Rojo = Pésimo.
Fuente: Los Autores

En el caso de los ríos de Bosque, los índices IMEERA-B e IMRASE-B mostraron una alta correlación con el gradiente de presión PC1, obteniendo -0.81 y -0.77, respectivamente. Las correlaciones con el gradiente de presión resultaron más bajas para el ABI (-0.62) y para el BMWP/Col (-0.60) siendo en todos los casos una correlación significativa con una $P = 0.00$. Con respecto al gradiente PC2 las correlaciones de todos los índices fueron muy bajas y ninguno obtuvo una correlación significativa (Tabla 15).

La prueba “t” entre IMRASE-B e IMEERA-B para determinar si existe diferencia entre estos, arrojó una $P = 0.52$, indicando que no existen diferencias estadísticamente significativas entre estos índices. Además, se calculó su ED obteniendo como resultado que ambos índices tienen una Eficacia de Discriminación de 88.13%.

Tabla 15: Resultados del test de correlación de Pearson de los índices comparados con los gradientes de presión en los ríos de Bosque utilizando los valores obtenidos por los índices.

	IMRASE B	ABI	BMWP	IMEERA B	PC 1	PC2
IMRASE B		0.00	0.00	0.00	0.00	0.91
ABI	0.56		0.00	0.00	0.00	0.51
BMWP	0.55	0.99		0.00	0.00	0.66
IMEERA B	0.78	0.87	0.85		0.00	0.83
PC 1	-0.78	-0.62	-0.60	-0.81		1.00
PC2	0.01	-0.08	-0.06	-0.03	0.00	

Fuente: Los Autores

De manera similar al procedimiento utilizado para los ríos de Páramo, se realizó la comparación pero esta vez con los valores de categorización de calidad (Tabla 17). En este caso los índices IMEERA-B e IMRASE-B nuevamente presentaron la mayor correlación con el gradiente de presión PC1, mostrando una correlación de -0.84 y -0.82, respectivamente. Las correlaciones resultaron más bajas para el ABI (-0.64) y para el BMWP/Col (-0.54) denotando en todos los casos una correlación significativa con una $P = 0.00$. En lo que se refiere al gradiente PC2 todos los índices resultaron con bajos coeficientes de correlación y ninguno obtuvo una correlación significativa (Tabla 16). Se realizó una prueba t-test nuevamente entre estos dos índices (IMEERA-B e IMRASE-B) y esta vez se encontró diferencias significativas entre ambos índices ($p < 0.001$). Los valores de ED mostraron un

mayor poder de discriminación entre sitios de referencia y sitios perturbados para el IMRASE-B (83.5%) en comparación con el índice IMEERA-B (66.1%).

Tabla 16: Resultados del test de correlación de Pearson de los índices comparados con los gradientes de presión en los ríos de Bosque utilizando los valores de categorización obtenidos por los índices.

	IMRASE B	ABI	BMWP	IMEERA B	PC 1	PC2
IMRASE B		0.00	0.00	0.00	0.00	0.67
ABI	0.52		0.00	0.00	0.00	0.53
BMWP	0.41	0.93		0.00	0.00	0.73
IMEERA B	0.75	0.80	0.71		0.00	0.69
PC 1	-0.82	-0.64	-0.54	-0.84		1.00
PC2	0.05	-0.08	-0.04	-0.05	0.00	

Fuente: Los Autores

Tabla 17: Resultados de los índices evaluados en el ecosistema de Bosque.

	IMRASE B	ABI	BMWP	IMEERA B
CAÑ-AT-CONTROL(ANTES)	92.97979642	138	146	123.7345
CAÑ-CH-015	72.14982155	123	133	107.0567
CAÑ-CH-CONTROL	103.4482972	146	158	115.8248
CAÑ-GUA-CONTROL	82.23783036	116	128	111.6132
CAÑ-MIG-015	97.36749373	82	98	66.80943
CHAU-AN-015	68.29362768	60	74	73.48877
CHAU-AN-CONTROL	60.97140475	86	115	72.27695
CHAU-CHAU-020	64.22512731	72	91	73.77456
CHAU-CHAU-030	92.57986139	105	124	103.6137
CHAU-JE-CONTROL	83.56810472	98	115	83.28701
CHAU-MA-010	109.3192928	172	199	144.016
CUE-CUE-020	38.87079216	28	39	17.47264
CUE-CUE-030	23.09825277	18	24	9.744048
CUE-CUE-050	35.86698361	19	25	13.00677
MAC-BL-CONTROL	62.09086767	81	90	73.74699
MAC-CHA-CONTROL	81.57849072	99	106	83.35509
MAC-CHU-CONTROL	60.0538255	105	121	89.05231
MAC-COM-CONTROL	34.17490512	25	36	14.43995

MAC-COR-CONTROL	53.73582264	108	119	72.05832
MAC-MAC-020	73.75707429	103	117	83.35883
MAC-MAC-030	56.00078415	110	121	64.53192
MAC-MAC-035	79.21125607	113	131	97.63456
MAC-MAC-050	54.13234164	41	52	41.22981
MAC-MAC-054	61.36814448	53	63	41.9942
MAC-MAC-070	38.36968172	66	78	45.98849
MAC-MAC-090	34.09192707	67	90	41.40508
MAC-MAC-095	29.87138956	46	54	30.50627
MAC-MAC-CONTROL	37.06866502	16	19	14.17862
TAR-CUM-010	39.34552701	40	61	53.45918
TAR-CUM-015	33.64786087	24	31	14.81066
TAR-IRQ-CONTROL	60.54613359	105	110	67.9096
TAR-POR-CONTROL	64.14493617	132	150	89.97848
TAR-SH-CONTROL	61.78537268	118	132	86.14249
TAR-TAR-005	43.18305248	68	79	33.55421
TAR-TAR-010	29.56790027	94	105	43.03519
TAR-TAR-015	35.56958586	42	53	26.74916
TAR-TAR-020	41.25517903	66	78	47.42013
TAR-TAR-025	40.67146927	62	73	37.31826
TAR-TAR-030	50.91985282	91	103	60.8177
TAR-TAR-050	30.1187237	32	41	28.53764
TAR-TAR-CONTROL	20.5935815	26	36	18.30048
TAR-TU-CONTROL	43.28440404	45	54	41.69612
TOM-CU-010	57.72287935	35	39	60.00543
TOM-CU-CONTROL	37.41241747	64	69	41.97128
TOM-LL-005	75.60161639	110	124	103.5643
TOM-LL-CONTROL	74.66679308	63	76	62.01086
TOM-MIL-010	41.32508753	55	75	32.10626

TOM-MZ-010	131.6423319	19	30	48.68229
TOM-MZ-CONTROL	57.83107022	24	26	82.27239
TOM-QN-005	76.07505223	158	176	103.8696
TOM-QN-010	74.32912077	108	123	75.95206
TOM-QN-015	63.91855129	93	115	72.19192
TOM-QN-025	61.62691711	117	132	89.7866
TOM-QN-CONTROL	61.78810032	104	127	72.15535
TOM-TOM-005	77.82170207	31	34	71.87478
TOM-TOM-030	41.88978721	102	123	64.60709
TOM-TOM-050	40.68841862	59	78	38.03266
TOM-TOM-CONTROL	44.23790691	56	75	40.78379
YAN-IZH-CONTROL	74.16555394	113	136	90.80045
YAN-YAN-005	76.66397003	109	121	88.58105
YAN-YAN-010	73.69566484	103	117	86.46992
YAN-YAN-015	70.58608921	120	127	86.63503
YAN-YAN-020	60.42608729	106	111	85.51665
YAN-YAN-025	68.50208638	130	147	96.20428
YAN-YAN-030	51.81397192	107	114	75.04464
YAN-YAN-040	45.07542675	97	113	64.59274
YAN-YAN-060	42.34973293	48	62	34.59638
YAN-YAN-CONTROL	34.07988486	50	68	35.76614

IMRASE, BMWP/Col, IMEERA: Azul = Muy Bueno, Verde = Bueno, Amarillo = Moderado, Naranja = Malo, Rojo = Pésimo; ABI = Azul = Muy Bueno, Verde = Bueno, Amarillo Malo, Rojo = Pésimo.
Fuente: Los Autores

En la Figura 9 observamos que los sitios que se encuentran dentro de las áreas de reserva y que fueron considerados de referencia se encuentran con una calidad que fluctúa entre muy buena y buena, sin embargo denotamos que dentro de las áreas del Patrimonio de Áreas Naturales del Estado (PANE) encontramos sitios que poseen una calidad moderada, sobre todo en donde ha existido contaminación orgánica generada por ganadería, los sitios que se encuentran fuera de las áreas de conservación se encuentran fluctuando en calidad Buena y Moderada, a excepción de la cuenca del río Tarqui que fluctúan entre Moderado y Malo y en el área urbana encontramos que la

calidad se deteriora hacia Malo y Pésimo.

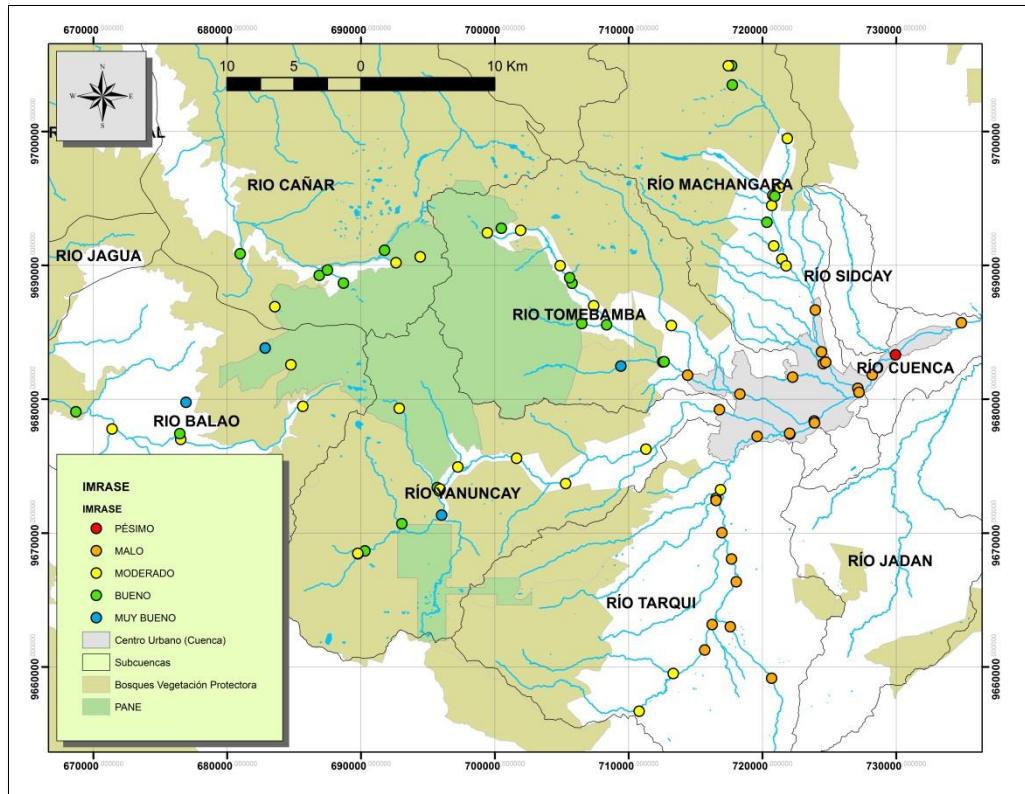


Figura 9: Resultados del índice IMRASE en ríos de Páramo y Bosque, provincia del Azuay, Ecuador.
Fuente: Instituto Geográfico Militar y Los Autores.

CAPITULO 3: DISCUSIONES

Las características geomorfológicas, físicas y climáticas determinan una gran variabilidad en condiciones naturales de la composición y diversidad de los organismos macrobentónicos (Villamarin, 2013. Carvacho, 2012. Green, Swietlik, 2000. Barbour et al., 1999.), por lo que, los sitios de referencia como los perturbados deben ser tan análogos como sea posible, de modo que los efectos de los impactos antropogénicos consigan ser discriminados apropiadamente (Helson, 2013). En este trabajo se determinaron dos grupos con cambios importantes en sus características biofísicas: la zona de páramo ubicada en las vertientes occidental y oriental del Parque Nacional Cajas y el área protegida de Chanlud y las zonas de bosque pertenecientes a las subcuencas de los ríos Cañar, Balao, Tomebamba, Yanuncay, Tarqui, Machángara y río Cuenca,

El establecimiento de sitios de referencia en los diferentes grupos de ríos encontrados es una parte fundamental en el desarrollo del índice multimétrico (Macedo et al., 2014), ya que la capacidad de diferenciar entre sitios de referencia y perturbados determina el éxito de su desarrollo (Karr, 1999. Helson, 2013). La variedad natural de los ríos altoandinos entorpece el proceso de determinar las estaciones de referencia (Barbour et al., 1996), por lo tanto la metodología utilizada para la determinación de los sitios de referencia debe encaminarse a minimizar esta variabilidad (Villamarin, 2013). En estudios realizados por Whittier et al, en el 2007 y Herlihy et al en 2008 definieron que la utilización de métodos cuantitativos y objetivos son mejores que el uso de selecciones subjetivas para determinar las estaciones de referencia (Macedo et al., 2014). Por lo que se utilizó la metodología propuesta por Acosta, 2009, la cual cumple con la premisa de ser objetiva y cuantitativa, encontrando en el páramo 10 sitios de referencia (59 %), mientras que los 7 restantes (41%) se consideraron con algún grado de alteración, en los ríos de bosque se determinaron 9 estaciones de referencia (13%) y 31 (45%) correspondieron a estaciones perturbadas.

Una vez determinados los sitios de referencia, es necesario comparar la composición de la comunidad macrobentónica de estos sitios, entre cada tipología de río encontrada en el área de estudio, para establecer si las características biofísicas son determinantes en la comunidad (Villamarin, 2013. Carvacho, 2012), en nuestro caso se comprobó que la comunidad de macroinvertebrados varía entre los ríos denominados de páramo con los ríos de bosque confirmando la necesidad de realizar por separado los análisis para los dos diferentes grupos que se determinaron al comparar las características geomorfológicas, físicas, climáticas y bióticas características de cada grupo, esta variación en la comunidad producida por la gradiente altitudinal en los ríos altoandinos es puntualizada por algunos autores (Vannote et al., 1980, Jacobsen, 2003. Villamarin, 2013).

La pérdida de hábitats, del bosque de ribera y el aumento de materia orgánica son los más frecuentes problemas encontrados en los ecosistemas acuáticos altoandinos. Estos

producen transformaciones en la composición, la riqueza y la abundancia o densidad relativa de los individuos en la comunidad macrobentónica (Cao et al., 1997). Éstos cambios provocados por la alteración en las condiciones naturales de los cuerpos de agua han sido observados por muchos autores (Villamarín et al, 2013, Carvacho, 2012, Acosta et al, 2014), y establecen una fuerte relación en el establecimiento del macrobentos y el estado de los bosque de ribera (Ríos & Bailey, 2006).

Segnini en 2003, indica que las ventajas de usar un índice multimétrico o integrado es que brindan una fácil interpretación, dado que se presenta un único valor como resultado, el cual se puede comparar con un patrón, es decir con los valores críticos que sirven para determinar las diferentes categorías del estado ecológico de los ríos estudiados, además que concentran la información de varios niveles de organización ecológica en una sola medida, como en el caso del IMRASE que incluyen métricas de riqueza y abundancia, de composición de tolerancia / intolerancia, de rasgos biológicos e índices de diversidad, tanto para los ecosistemas de Páramo como de Bosque. Otra ventaja es el bajo costo de implementar una red de monitoreo con estos índices debido a su baja relación costo/beneficio en su aplicación y reflejan de una manera confiable la respuesta biológica de la comunidad de macroinvertebrados.

Trabajar los patrones biológicos mediante el empleo de estadística descriptiva y análisis gráficos demuestra solidez para establecer las métricas que forman parte del índice. La seguridad de la metodología ha sido demostrada en diversos estudios que utilizan los criterios biológicos de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos para la estimación del estado ecológico de los ríos (Baptista, et al., 2007. Barbour, et al., 2006. Boonsoong, et al., 2009. Villamarin, 2013). En nuestro caso el uso de esta técnica brindo buenos resultados logrando agrupar distintas métricas en un solo valor, que consiguió discriminar de buena forma los sitios perturbados de los de referencia.

Al comparar los resultados del índice IMRASE con los índices unimétricos ABI (Acosta, 2009) y BMWP/Col (Roldan, 2003) y el multimétrico propuesto por Villamarín en el 2013, (IMEERA), encontramos que en la zona de Páramo el índice con mayor correlación tanto de valores absolutos como de valores de categoría fue el IMRASE-P, además contó con un elevado valor de ED sugiriendo que este índice es el idóneo para ser utilizado en el área de estudio. En la zona de Bosque la mayor correlación la obtuvieron los índices IMRASE-B e IMEERA-B con una ED similar entre los dos cuando utilizamos los valores absolutos brindados por los mismos. Cuando correlacionamos los valores de las categorías se produjo un resultado similar, sin embargo al realizar una prueba t se obtuvo que los índices son disimiles entre sí por lo que se prosiguió a determinar su valor de ED dando como resultado que, IMRASE-B tiene una eficiencia de discriminación del 83.5% mientras que IMEERA-B posee una eficiencia discriminativa de 66.1% por lo que, su principal diferencia está determinada por los valores que determinan las diferentes categorías que establecen el

estado ecológico del río, fijando así que el índice IMRASE es el más idóneo para utilizarlo en los ríos del área de estudio.

CONCLUSIONES

La zona de estudio presenta una serie de valores sociales, culturales y ecosistémicos importantes para sus pobladores, sin embargo se ha logrado observar un fuerte deterioro a causa de los impactos producidos por el uso de sus recursos hídricos en las cuencas medias y bajas, mientras que en las cuencas altas se observó ríos con muy pocas alteraciones debido a que la mayoría de estas áreas se encuentran protegidas y muy bien conservadas ya que se encuentran dentro del Parque Nacional Cajas y el Área protegida de Chanlud.

En las localidades monitoreadas se colectaron 132539 individuos en 86 puntos de monitoreo de los cuales se identificaron 73 taxas de macroinvertebrados acuáticos entre los niveles taxonómicos de clase, orden clado y familia, en los sitios páramos de referencia se registraron 36 taxas y en los alterados su número disminuyó a 25 taxas, la composición y dominancia de las taxas fue similar entre estos sitios debido a que los sitios impactados tenían un mínimo de alteración y en aquellos sitios que registraron cambios en las comunidades de macrobentos fueron por limitaciones naturales. Mientras que en las localidades de bosque se registraron un total de 55 taxas, 42 en los puntos de referencia y 47 taxas en los sitios alterados, sin embargo la composición fue diferente ya que los sitios de referencia mostraron una dominancia de los taxass *Baetodes* (12%), *Simulium* (10%), *Chironomidae* (10%) y *Andesiops* (8%), asociados a sitios con impactos mínimos mientras que en los sitios alterados los grupos dominantes fueron *Baetodes* (18%), *Oligochaetae* (18%), *Camelobaetidiu* (12%) y *Chironomidae* (11%) considerados como grupos más resistentes a los impactos antrópicos.

En las localidades de paramo se observó que las gradientes de presión más fuerte fueron Coliformes Fecales, alteración en la Vegetación de Ribera y aumento del Fosforo orgánico y en las localidades de bosque fueron la Demanda Bioquímica de Oxígeno en cinco días, Turbiedad, Nitratos y Oxígeno Disuelto (mg/l), Potencial de Hidrógeno Conductividad y alteraciones en la Vegetación de Ribera.

El índice IMRASE, en las dos gradientes altitudinales que se determinaron (páramo: > 3500 m s.n.m y bosque. < 3500 m s.n.m.), otorga un referente muy cercano al estado real de los sitios no impactados versus sitios impactados mediante variables hidromorfológicas (IHF, QBR), bióticas (macroinvertebrados) y físicas-químicas de los ríos.

Para las localidades de bosque (<3500 m s.n.m.), observamos que el índice IMRASE, determina sitios con impacto mínimo y con impacto moderado, relacionados con actividades productivas como: ganadería, piscicultura y agricultura, que afectan directamente a cambios en la vegetación de ribera. También tenemos sitios fuertemente impactados como los son: el río Tarqui, que hace aproximadamente una década sufrió un cambio radical en su hidrogeomorfología debido a que su cauce natural fue modificado en su totalidad convirtiéndose de un río con muchos meandros y con una vegetación ribereña en buen estado en un canal que transporta agua, sin un sustrato diverso y sin vegetación de ribera,

que de alguna manera sustenten una alta gama de organismos bentónicos. En esta categoría se encuentran también los ríos urbanos, muy parecidos a los sitios del Tarqui pero con mayor grado de alteración por la presencia de estructuras civiles como casas, vías, puentes, descargas residuales, entre otras, que afectan fuertemente a la biota de éstos cuerpos de agua.

De acuerdo a los resultados preliminares de los análisis estadísticos para la fase de construcción del índice IMRASE, se observó que, para las estaciones de páramo no era necesario utilizar la métrica “Índice Fluvial (IHF)”, debido a sus cauces no presentan alteraciones en su cauce y los programas estadísticos tomaban las limitaciones naturales de éstos ríos (Ap 1. Inclusión y limitación de sustrato y Ap 5. Sombra en el cauce) como impactos antrópicos, expresando éstos apartados un hábitat fluvial alterado, lo cual era un referente falso.

En el caso de la elección de las condiciones biológicas, para los sitios de páramo se escogieron 8 métricas que presentaron un ED elevado, así como una fuerte correlación con la gradiente de presión, las cuales son: Número de Taxa, Número de Coleóptera, % de Ephemeroptera, % de Coleóptera, % de 5 taxones dominantes, ASPT, Índice de Equidad y % de Perforadores, siendo las que proporcionan mayor información de la comunidad bentónica y expresaron de mejor manera la realidad de su estado ecológico, resultando ser las más eficientes para discriminar los sitios poco alterados de los alterados; es importante mencionar que para calibrar las localidades de páramo es necesario tener puntos con mayor grado de alteración; y para las localidades de bosque, se priorizaron 10 métricas, las mismas que, al igual que con el páramo, presentaron un ED elevado y una alta correlación con el gradiente de presión, siendo las mismas: (Número de EPT, Número de Oligochaetae, % de Plecóptera, % de Coleóptera, Baetidae / Ephemeroptera, ASPT, Shannon, Índice de Equidad, Número de Trituradores y % de Trituradores), resultando ser las más efectivas para discriminar los sitios sin fuertes perturbaciones de aquellos que tienen una perturbación media y alta.

Debido a que el índice IMRASE resultó ser más eficaz que sus similares en la zona de estudio, se recomienda utilizarlo como una herramienta para la evaluación de los ríos altoandinos de la región, ya que aporta importante información para tomar decisiones claras sobre la priorización en la conservación de aquellos ecosistemas que todavía se encuentren en buen estado y la recuperación de ciertas de los sitios con mayor grado de impacto.

Este trabajo constituye una herramienta capaz de otorgar un resultado muy cercano al estado ecológico real de los ríos de la región austral del Ecuador

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, R., Hampel, H., González, H., Mosquera, P., Sotomayor, G., Galarza, X. Protocolo de Evaluación de la Integridad Ecológica de los Ríos de la Región Austral del Ecuador. 2014.
- Acosta, R., Ríos-Touma, B., Rieradevall, M., y Prat, N. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos Andinos (C.E.R.A) y su aplicación en dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1): 35-64.
- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía 2: 203-213.
- Alba-Tercedor, J. Pardo, I. Prat, N. Pujante, A. 2005. Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua: Protocolos de muestreo y análisis rapa invertebrados bentónicos. Ministerio del Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Ebro.
- Angermeiner, P. L., R. A. Smogor & J. R. Stauffer. 2000. Regional frameworks and candidate metrics for assessing biotic integrity in mid-Atlantic highland streams. *T. Am. Fish. Soc.* 129: 962-981.
- Bailey, S., I. Duggan & C. van Overdijk. 2003. Viability of invertebrate diapausing eggs collected from residual ballast sediment. *American Society of Limnology and Oceanography* 48 (4): 1701-1710.
- Baptista, D. F.; D. F. Buss; M. Egler; A. Giovanelli; M. P. Silveira & J. L. Nessimian. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*. 575: 83-94.
- Barbour, M. T., J. Gerrisen, B. Snyder & S. James. 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish (Second ed.). Washington, DC 20460: U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Griffith, R. Frydenborg, E. McCarron, J. S. White & M. L. Bastian. 1996. A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 185-211
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Griffith, R. Frydenbourg, E. McCarron, J. S. White & M. L. Bastian, 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 185–211.

Barros, S. y M.C. Carrasco, 2006. Recuperación de la Calidad del agua en los ríos de la ciudad de Cuenca. Revista Agua Yaku del Comité Sectorial de Agua y Saneamiento del Ecuador, N 4, pag. 26 – 30. Ecuador.

Bonada, N., N. Prat, V. Resh & B. Statzner. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. Annual Review of Entomology 51: 495-523.

Bonada, N., Prat, A., Resh, V. y Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. Annual Review of Entomology 51: 495-523.

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.

De Pauw, N., P. Ghatti, P. Manzini & R. Spaggiari. 1992. Biological assessment methods for running and control (Eds. P. Newman, A. Piavaux & R. Sweeting): 217-248. Commission of the European Communities, EUR14606 EN-FR, 1992III, 751 p. Bruselas.

Dolédéc, S. & Statzner, B. 2010. Responses of freshwater biota to human disturbance; contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessment. Journal of the North American Benthological Society 29, 186 – 311.

Gerritsen, J. B., B. K. Jessup, E. Leppo & J. White. 2000. Development of lake condition indexes (LCI) for Florida. Prepared for the Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, Florida

Giacometti J. & Bersosa F. 2006. Macroinvertebrados Acuáticos y su importancia como bioindicadores de la calidad del agua en el río Alambi. Boletín Técnico 6, Serie Zoológica 2: 17 – 32. Sangolquí – Ecuador.

González Hari., Fernández de Córdova Javier., Estudio de la Calidad de los ríos Tomebamba, Yanuncay Y Tarqui, aguas arriba de las Captaciones de Agua para la ciudad de Cuenca 2013. ETAPA EP., Cuenca., 97 pp.

Gutierrez, J. D., W. Riss y R. Ospina. 2004. Bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la sabana de Bogotá, utilizando redes neuronales artificiales. Caldasia 26(1): 151-160.

Green, J. & W. Swietlik. 2000. A Stream Condition Index (SCI) for west Virginia wadeable stream. Tetra Tech: 80 pp.

Hering, D., R. K. Johnson, S. Kramm, S. Schmutz, K. Szoszkiewicz & P.F.M. Verdonchot. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51: 1757-1785

Hilsenhoff, W. L. 1977 Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Wisconsin Department Natural Resource Technical Bulletin 100.

Hughes, R. M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. Pp. 31-48 in W.S. Davis y T.P. Simon (eds.): *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. Lewis, Boca Raton, Florida.

Hughes, R.M., Oberdorff, T., 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In: Simon, T.P. (Ed.), *Assesing the Subtainability and Biological Integrity of Water Resources using Fish Communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 79 – 93.

Jacobsen, D., Rostgaard, S., Vasconez, J.J., 2003. Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency? *Freshwater Biol.* 48, 2025–2032.

Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.

Karr, J. R. & E. W. CHU. 1999. *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press Washington, D.C.

Kolkwitz, R. & M. Marsson, 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der deutsche botanischen Gesellschaft* 26A: 505–519.

Zuñiga Cardoso, M. Cantera, J. Garcia, J. Montoya, J. 2009, “Estructura y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca baja del río Dagua (Andean Pacifico vallecaucano – Colombia).”. En: *Colombia* v. 31 fasc. 1 p. 27 – 48.

Metcalf-Smith, J. L. 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. Pags. 144–170. En P. Calow and G. E. Petts, editors. *The rivers handbook*. Volume 2. Hydrological and ecological principles. Blackwell Science, Oxford, UK.

Miseredino, M.I., Masi, C.I., 2010. The effects of land use on enviromental features and functional organization of macroinvertebrates communities en Patagonian low orders streams. *Ecol. Indic.* 10, 311 – 319.

Mosquera P., Carrasco M. C. 2011. Sistema Hídrico del Parque Nacional Cajas. Programa de Monitoreo y Vigilancia de los Recursos Hídricos y de Clima. ETAPA EP.

Moya N.; S. Tomanova & T. Oberdorff. 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* 589: 107-116.

Moya, N., E. Domínguez, E. Goitia & T. Oberdorff. 2011. Desarrollo de un índice multimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la integridad biológica en ríos de los valles interandinos de Bolivia. *Ecología Austral* 21: 135-147.

Munne, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N. y Rieradevall, M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams. QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 147-164.

Ortiz, J. 2002. La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE). Aspectos relevantes para el proyecto GUADALMED. *Limnetica* 21 (3-4): 5-12.

Oscóz, J., F. Campos & M. C. Escala. 2006. Variación de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica* 25 (3): 683-692.

Pardo, I., Álvarez, M., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jaimez-Cuellar, P., Moya, G., Prat, N., Robles, N., Toro, M. y Vidal-Abarca, M R. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(3-4): 115-13

Prat N. & M. Rieradevall. 1998. Criterios de evaluación de la calidad del agua en lagos y embalses basados en los macroinvertebrados bentónicos. *Act. Biol.* 20 (9): 137-147.

Prat, N., Ríos-Touma, B., Acosta, R. y Rieradevall, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua. In E. Domínguez & H. R. Fernández (Eds.), *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología* (pp. 631-654). Tucumán: Fundación Miguel Lillo.

Prat, N., Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua. In E. Domínguez & H. R. Fernández (Eds.), *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología* (pp. 631-654). Tucumán: Fundación Miguel Lillo.

Reece, P. y Richardson, J. S. 1999. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystem at risk. Pp. 549- 552 in L.M. Dearling (ed): *Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk*, Kamloops, B.C. Vol. 2

Reynoldson, T. B, R. H. Norris, V. H. Resh, K. E. Day, D. M. Rosenberg. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess

water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 16(4): 833-852.

Rios, S. Bailey, R. 2006 Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiología* 553, pag, 153 – 160.

Roldan, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN Conciencias. Universidad de Antioquia. Colombia. 217 pp.

Roldan, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23(88): 375-387.

Rosenberg, D. M. y Resh, V. H. (Eds.). 1993. In *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 488 pp.

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.

Smith, J.G., Beauchamp, J.J., Stewart, A.J., 2005. Alternative approach for establishing acceptable thresholds on macroinvertebrate community metrics. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24 (2), 428–440.

Van Damme, P.A., Hamel, C., Ayala, A., Bervoets, L., 2008. Macroinvertebrate community response to acid mine drainage in rivers of the Haight Andes (Bolivia). *Environmental Pollution* 156, 1061 – 1068.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130–137.

Villamarin, Ch. Rieradevall, M. Paul, M. Barbour, M. Prat, N. 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*. Pag, 79 – 92.

ANEXOS

Anexo 1. Estaciones de muestreo en las cuencas de los ríos Tomebamba, Yanuncay, Tarqui, Machángara, Balao-Chaucha y Cañar.

Estaciones de Páramo						
Codigo	Cuenca	X	Y	Altitud	IHF	QBR
CAÑ-GUA-010	Cañar	688684	9688672	3743	51	75
CAÑ-LU-010	Cañar	694425	9690633	3853	73	75
CAÑ-LU-CONTROL	Cañar	692618	9690192	3747	58	75
CHA-CA-040	Chaucha	682838	9683820	3908	63	75
CHAU-JE-010	Chaucha	684767	9682570	3764	84	70
MAC-BUL-CONTROL	Máchángara	717697	9704913	3580	63	75
MAC-CHAN-CONTROL	Máchángara	717454	9704906	3475	52	75
MAC-PIN-CONTROL	Máchángara	717746	9703478	3500	55	58
TOM-QN-035	Tomebamba	699440	9692429	3781	56	75
TOM-QN-080	Tomebamba	700490	9692766	3783	49	75
YAN-BER-CONTROL	Yanuncay	696022	9671334	3380	71	73
YAN-CAN-CONTROL	Yanuncay	690289	9668664	3555	69	35
YAN-GAL-020	Yanuncay	690109	9677448	3942	60	75
YAN-GAL-CONTROL	Yanuncay	693056	9670700	3515	52	75
YAN-IZH-20	Yanuncay	692859	9679312	3816	70	75
YAN-SH-CONTROL	Yanuncay	689772	9668446	3575	45	70
YAN-YH-CONTROL	Yanuncay	689764	9668485	3575	63	35

Estaciones de Bosque						
Codigo	Cuenca	X	Y	Altitud	IHF	QBR
CAÑ-AT-CONTROL	Cañar	686879	9689247	3322	68	100
CAÑ-CH-015	Cañar	683563	9686908	3939	66	100
CAÑ-CH-CONTROL	Cañar	680976	9690862	2766	68	100
CAÑ-GUA-CONTROL	Cañar	687491	9689642	3349	65	80
CAÑ-MIG-015	Cañar	691759	9691124	3760	72	70
CHAU-AN-015	Chaucha	685650	9679468	3334	62	80
CHAU-AN-CONTROL	Chaucha	676526	9676998	1620	56	85
CHAU-CHAU-020	Chaucha	671328	9677909	1164	58	85
CHAU-CHAU-030	Chaucha	668701	9679059	887	55	70
CHAU-JE-CONTROL	Chaucha	676459	9677428	1642	45	80
CHAU-MA-010	Chaucha	676927	9679768	2073	80	100
TOM-QN-025	Tomebamba	701924	9692611	3551	68	20
TOM-QN-015	Tomebamba	704885	9689973	3362	60	25
TOM-QN-010	Tomebamba	705590	9689078	3290	57	35
TOM-QN-005	Tomebamba	705774	9688658	3293	52	55
TOM-QN-CONTROL	Tomebamba	707390	9686980	3178	61	45

TOM-TOM-005	Tomebamba	712656	9682796	2773	45	25
TOM-LL- 005	Tomebamba	706505	9685654	3146	65	100
TOM-LL-CONTROL	Tomebamba	708353	9685557	3035	75	40
TOM-MZ-10	Tomebamba	709416	9682474	2913	65	100
TOM-MZ-CONTROL	Tomebamba	712551	9682776	2770	63	90
TOM-CU-010	Tomebamba	713192	9685501	3018	63	100
TOM-CU-CONTROL	Tomebamba	714410	9681789	2693	56	5
TOM-TOM-030	Tomebamba	718313	9680379	2590	46	25
TOM-TOM-050	Tomebamba	723864	9678373	2478	51	13
TOM-TOM-CONTROL	Tomebamba	727210	9680511	2427	39	0
TOM-MIL-010	Tomebamba	722255	9681646	2550	31	20
CUE-CUE-020	Cuenca	728203	9681817	2409	46	20
CUE-CUE-030	Cuenca	729942	9683311	2384	41	0
CUE-CUE-050	Cuenca	734864	9685706	2340	24	5
YAN-IZH-CONTROL	Yanuncay	695700	9673389	3366	60	45
YAN-YAN-005	Yanuncay	695835	9673164	3330	67	85
YAN-YAN-010	Yanuncay	695909	9673285	3325	56	46
YAN-YAN-015	Yanuncay	697240	9674930	3230	58	52
YAN-YAN-020	Yanuncay	701631	9675583	3076	53	40
YAN-YAN-025	Yanuncay	705296	9673697	2940	60	73
YAN-YAN-030	Yanuncay	711293	9676264	2777	60	20
YAN-YAN-040	Yanuncay	716785	9679214	2605	42	5
YAN-YAN-060	Yanuncay	722025	9677449	2510	56	5
YAN-YAN-CONTROL	Yanuncay	723897	9678232	2477	45	5
TAR-IRQ-CONTROL	Tarqui	713335	9659508	2650	64	20
TAR-PORT-CONTROL	Tarqui	710784	9656688	2720	66	20
TAR-TAR-005	Tarqui	715688	9661259	2625	41	0
TAR-TAR-010	Tarqui	716241	9663165	2624	32	10
TAR-CUM-015	Tarqui	720689	9659152	2680	61	20
TAR-CUM-010	Tarqui	717596	9662997	2632	61	10
TAR-TAR-015	Tarqui	720689	9659152	2620	36	5
TAR-TAR-020	Tarqui	717690	9668062	2618	36	10
TAR-TAR-025	Tarqui	716971	9670027	2615	42	15
TAR-TAR-030	Tarqui	716865	9673236	2588	56	40
TAR-SH-CONTROL	Tarqui	716537	9672591	2620	54	25
TAR-TU-CONTROL	Tarqui	716537	9672436	2620	47	20
TAR-TAR-050	Tarqui	719601	9677223	2544	41	20
TAR-TAR-CONTROL	Tarqui	722046	9677382	2508	35	20
MAC-BL-CONTROL	Machángara	720696	9694473	2950	60	24
MAC-CHA-CONTROL	Machángara	720332	9693213	2955	69	85
MAC-CHU-CONTROL	Machángara	720775	9695234	2960	50	95
MAC-COR-CONTROL	Machángara	720843	9691448	2955	57	35
MAC-MAC-020	Machángara	721861	9699473	3085	54	50
MAC-MAC-030	Machángara	721294	9695813	3000	46	25
MAC-MAC-035	Machángara	720919	9695163	2950	34	45

MAC-MAC-050	Machángara	721455	9690465	2730	55	65
MAC-MAC-054	Machángara	721463	9690358	2730	51	10
MAC-MAC-070	Machángara	723950	9686656	2580	44	10
MAC-MAC-090	Machángara	724407	9683528	2510	42	0
MAC-MAC-095	Machángara	724730	9682763	2493	48	0
MAC-COM-CONTROL	Machángara	724537	9682654	2499	30	5
MAC-MAC-CONTROL	Machángara	727131	9680813	2430	38	20

Anexo 2. Métricas evaluadas y su respuesta esperada ante la intervención antrópica.

	MÉTRICAS	RESPUESTA ESPERADA
MÉTRICAS DE RIQUEZA Y ABUNDANCIA	NUMERO DE INDIVIDUOS	INCREMENTA
	NUMERO DE EPT	DECRECE
	NUMERO DE CHIRONOMIDAE	INCREMENTA
	NUMERO DE TAXAS	DECRECE
	NUMERO DE ODONATA	INCREMENTA
	NUMERO DE EPHEMEROPTERA	DECRECE
	NUMERO DE PLECOPTERA	DECRECE
	NUMERO DE TRICHOPTERA	DECRECE
	NUMERO DE COLEOPTERA	DECRECE
	NUMERO DE DIPTERA	INCREMENTA
	NUMERO DE OLIGOCHAETA	INCREMENTA
MÉTRICAS DE COMPOSICIÓN	% DE EPT	DECRECE
	% DE ODONATA	INCREMENTA
	% DE EPHEMEROPTERA	DECRECE
	% DE PLECOPTERA	DECRECE
	% DE TRICHOPTERA	DECRECE
	% DE COLEOPTERA	DECRECE
	% DE DIPTERA	INCREMENTA
	% DE CHIRONOMIDAE	INCREMENTA
	% DE OLIGOCHAETA	INCREMENTA
MÉTRICAS DE TOLERANCIA / INTOLERANCIA	% TAXON DOMINANTE	INCREMENTA
	% 5 TAXONES DOMINANTES	INCREMENTA
	HYDROPSYCHIDAE / TRICHOPTERA	INCREMENTA
	BAETIDAE / EPHEMEROPTERA	INCREMENTA
	IBF	INCREMENTA

	ABI	DECRECE
	BMWP	DECRECE
	ASPT	DECRECE
ÍNDICES DE DIVERSIDAD	Simpson_1-D	DECRECE
	Shannon_H	DECRECE
	Margalef	DECRECE
	Equidad	DECRECE
	Berger-Parker	DECRECE
RASGO BIOLÓGICO	NUMERO DE DEPREDADORES	DECRECE
	% DEPREDADORES	DECRECE
	NUMERO DE COLECTORES	DECRECE
	% COLECTORES	DECRECE
	NUMERO DE FILTRADORES	INCREMENTA
	% FILTRADORES	INCREMENTA
	NUMERO DE RASPADORES	DECRECE
	% RASPADORES	DECRECE
	NUMERO DE TRITURADORES	DECRECE
	% TRITURADORES	DECRECE
	NUMERO DE PERFORADORES	DECRECE
	% PERFORADORES	DECRECE

Anexo 3. Índice de Hábitat Fluvial (IHF), adaptado de Acosta et al., 2009, en (Acosta et al, 2014).

TABLA 1. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL HABITAT FLUVIAL EN LA REGION AUSTRAL DEL ECUADOR

APARTADOS		PUNTUACIÓN		
1. Inclusión y limitación de sustrato				
Piedras y cantos no fijados por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%.		10		
Piedras y cantos poco fijados por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%.		5		
Piedras y cantos medianamente fijados por sedimentos finos. Inclusión > 60%.		3		
Sólo sustrato fino (arena y/o limo)		1		
Sólo grandes bloques		0		
TOTAL (escoger una categoría)				
2. Frecuencia de rápidos				
Alta frecuencia de rápidos.		10		
Escasa frecuencia de rápidos.		8		
Ocurrencia ocasional de rápidos.		6		
Constancia de flujo laminar o rápidos someros.		4		
TOTAL (escoger una categoría)				
3. Composición del sustrato				
	Bloques y Piedras	Cantos y Gravas	Arena	Arcilla y Limo
Unid. Muest. 1				
Unid. Muest. 2				
Unid. Muest. 3				
Unid. Muest. 4				
Unid. Muest. 5				
Unid. Muest. 6				
Unid. Muest. 7				
Unid. Muest. 8				
Total Observ.				
% Bloques y piedras		≤ 2 Observaciones	2	
		> 2 Observaciones	5	
% Cantos y gravas		≤ 2 Observaciones	2	
		> 2 Observaciones	5	
% Arena		≤ 2 Observaciones	2	
		> 2 Observaciones	5	
% Arcilla y Limo		≤ 2 Observaciones	2	
		> 2 Observaciones	5	
TOTAL (sumar categorías)				
4. Regímenes de velocidad / profundidad				
somero:< 0.5 m	4 categorías: lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero.		10	
lento:< 0.3 m/s	Sólo 3 de las 4 categorías		8	
	Sólo 2 de las 4 categorías		6	
	Sólo 1 de las cuatro categorías		4	
TOTAL (escoger una categoría)				
5. Sombra en el cauce				
Sombreado con ventanas			10	
Totalmente en sombra			7	
Grandes claros			5	
Expuesto			3	
TOTAL (escoger una categoría)				
6. Elementos heterogeneidad (si hay ausencia de alguna categoría, el valor debe ser 0 puntos)				
Hojarasca	10 - 75%		4	
	< 10% o > 75%		2	
Presencia de troncos y ramas			2	
Raíces expuestas			2	
Diques naturales			2	
TOTAL (sumar categorías)				
7. Cobertura de vegetación acuática (si hay ausencia de alguna categoría, el valor debe ser 0 puntos)				
Plocon + briófitos	10 - 50%		10	
	< 10% o > 50%		5	
Pecton	10 - 50%		10	
	< 10% o > 50%		5	
Fanerógamas	10 - 50%		10	
	< 10% o > 50%		5	
TOTAL (sumar categorías)				
PUNTUACIÓN FINAL (suma de las puntuaciones de cada apartado)				

Anexo 4. Índice de Vegetación de Ribera de Páramo (QBR-P), adaptado de Acosta et al., 2009, en (Acosta et al, 2014)

TABLA 3: EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LA RIBERA EN LA REGION AUSTRAL DEL ECUADOR: ECOSISTEMAS DE PARAMOS

OBSERVACIONES IMPORTANTES:

El puntaje máximo de cada apartado no puede ser mayor de 25 puntos ni ser negativo.

El puntaje final de este protocolo debe multiplicarse por 1,33 para que sea comparable con el QBR de bosques

APARTADOS	PUNTUACIÓN	
1. Grado de cubierta de la zona de ribera	Orilla Izq.	Orilla Der.
> 80 % de cubierta vegetal de la ribera (Gramíneas y/o matorral arbustivo)	12.5	12.5
50-80 % de cubierta vegetal de la ribera	5	5
10-50 % de cubierta vegetal de la ribera	2.5	2.5
< 10 % de cubierta vegetal de la ribera	0	0
La conectividad entre la vegetación de ribera y la comunidad vegetal adyacente es total	5	5
La conectividad entre la vegetación de ribera y la comunidad vegetal adyacente es >50%	2.5	2.5
La conectividad entre la vegetación de ribera y la comunidad vegetal adyacente es entre 25-50%	-2.5	-2.5
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es < 25%	-5	-5
SUBTOTAL		
TOTAL (Sumar ambas orillas)		
2. Calidad de la cubierta	Orilla Izq.	Orilla Der.
Todas las especies vegetales de ribera autóctonas (gramíneas, matorral arbustivo, almohadillas)	12.5	12.5
Ribera con <25% de la cobertura con especies de introducidas (<i>Lachemilla</i> , <i>Paspalum</i> , <i>Rumex</i> , <i>Cotula australis</i>)	5	5
Ribera entre 25-80% de la cobertura con especies introducidas	2.5	2.5
Ribera con > 80% de la cobertura con especies introducidas	0	0
Evidencias de quema de pajonal de gramíneas de ribera <50%	-2.5	-2.5
Evidencias de quema de pajonal de gramíneas de ribera >50%	-5	-5
Presencia de cultivos, pastizales o actividad ganadera	-5	-5
Evidencia de derrumbes (erosión) en el talud de la orilla	-2.5	-2.5
Presencia de construcciones (p. ej. casas, industrias)	-5	-5
Presencia de senderos o caminos	-2.5	-2.5
Presencia de vías asfaltadas	-5	-5
Presencia de otras actividades que modifiquen las riberas (p. ej. dragados, minería informal)	-5	-5
SUBTOTAL		
TOTAL (Sumar ambas orillas)		
3. Grado de naturalidad del canal fluvial		
El canal del río no ha estado modificado		25
Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal		10
Signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río		5
Presencia de alguna presa u otra infraestructura transversal en el lecho del río		-15
Presencia de alguna estructura sólida dentro del lecho del río (p. ej. columnas de puentes)		-10
Presencia de pequeños vertidos		-5
Presencia de grandes vertidos		-15
Presencia de pequeñas derivaciones del flujo normal del agua		-5
Presencia de grandes derivaciones del flujo normal del agua		-15
Presencia de basuras de forma puntual pero abundantes		-5
Presencia de un basurero permanente en el tramo estudiado		-10
Presencia de lavanderías informales de ropa		-5
TOTAL		
PUNTUACIÓN FINAL (suma de las puntuaciones de cada apartado)		

Anexo 5. Índice de Vegetación de Ribera de Bosque (QBR-B), adaptado de Acosta et al., 2009, en (Acosta et al, 2014)

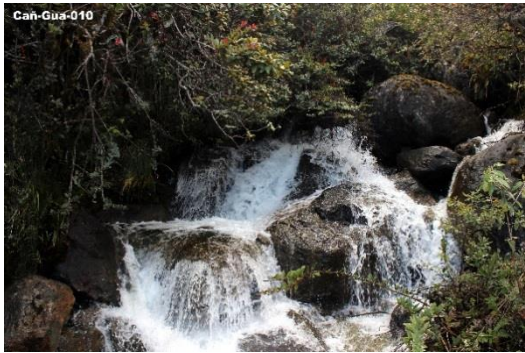
**TABLA 2. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LA RIBERA EN LA REGION AUSTRAL DEL ECUADOR:
ECOSISTEMAS DE BOSQUES DE RIBERA**

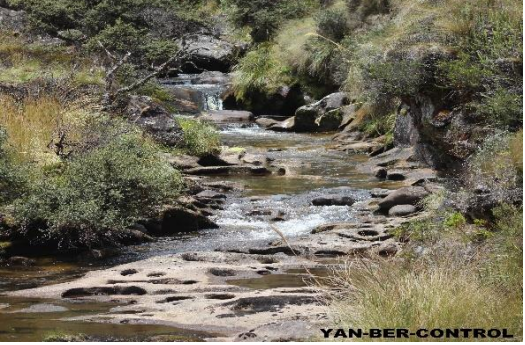
OBSERVACIÓN IMPORTANTE: El puntaje máximo de cada apartado no puede ser mayor de 25 puntos ni ser negativo

APARTADOS	PUNTUACIÓN	
	Orilla Izq.	Orilla Der.
1. Grado de cubierta de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)		
> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	12.5	12.5
50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	5	5
10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	2.5	2.5
< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	0	0
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total	5	5
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es > 50%	2.5	2.5
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre 25 - 50%	-2.5	-2.5
La conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es < 25%	-5	-5
SUBTOTAL		
TOTAL (Sumar ambas orillas)		
2. Estructura de la cubierta de la zona de ribera		
Recubrimiento de árboles es > 75 %	12.5	12.5
Recubrimiento de árboles es entre 50 - 75 %	5	5
Recubrimiento de árboles es < 50 %	2.5	2.5
Sin árboles, arbustos por debajo del 10 % o sólo vegetación herbácea	0	0
Gradiente de estratificación evidente y conectado: Dosel de árboles, sotobosque arbustivo y vegetación herbácea	5	5
Concentración de arbustos es > 50 %	5	5
Concentración de arbustos es entre 25 - 50 %	2.5	2.5
Concentración de arbustos es < 25 %	1	1
Presencia de epífitas (p. ej. Bromelias)	2.5	2.5
Árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin continuidad	-2.5	-2.5
Existe una distribución regular (linealidad) en los árboles	-5	-5
SUBTOTAL		
TOTAL (Sumar ambas orillas)		
3. Calidad de la cubierta de la zona de ribera		
Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos	12.5	12.5
Como máximo un 25% de la cobertura es de árboles introducidos (<i>Pinus</i> , <i>Eucalyptus</i> y <i>Salix</i>)	5	5
26 - 50% de los árboles de ribera son especies introducidas	2.5	2.5
Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas	0	0
Presencia de cultivos, pastizales o actividad ganadera	-5	-5
Presencia de construcciones (p. ej. casas, industrias)	-5	-5
Presencia de senderos o caminos	-2.5	-2.5
Presencia de vías asfaltadas	-5	-5
Presencia de otras actividades que modifiquen las riberas (p. ej. dragados, minería informal)	-5	-5
SUBTOTAL		
TOTAL (Sumar ambas orillas)		
4. Grado de naturalidad del canal fluvial		
El canal del río no ha sido modificado		25
Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal		10
Signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río		5
Presencia de alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río		-15
Presencia de alguna estructura sólida dentro del lecho del río (p. ej. columnas de puentes)		-10
Presencia de pequeños vertidos		-5
Presencia de grandes vertidos		-15
Presencia de pequeñas derivaciones del flujo normal del agua		-5
Presencia de grandes derivaciones del flujo normal del agua		-15
Presencia de basuras de forma puntual pero abundantes		-5
Presencia de un basurero permanente en el tramo estudiado		-10
Presencia de lavanderías informales de ropa		-5
TOTAL		
PUNTUACIÓN FINAL (suma de las puntuaciones de cada apartado)		

Anexo 6. Imágenes de los sitios de Monitoreo.

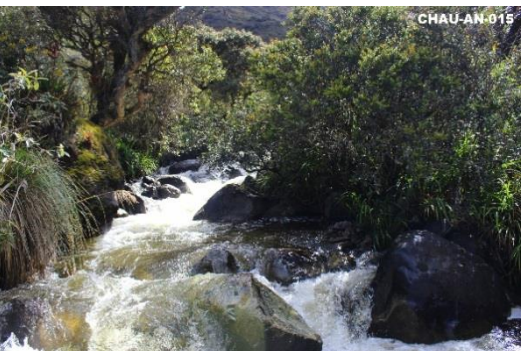
Estaciones de Páramo.

 Cañ-Gua-010	 CAN-LU-010
Código: CAÑ-GUA-010 Descripción: Río Guavisay dentro del PNC	Código: CAÑ-LU-010 Descripción: Río Luspa dentro del PNC
 CAN-LU-CONTROL	 CHA-CA-040
Código: CAÑ-LU-CONTROL Descripción: Río Luspa dentro antes de la junta con río Migüir	Código: CHA-CA-040 Descripción: Río Canoas límite del PNC
 CHAU-JE-010	 MAC-BUL-CONTROL
Código: CHAU-JE-010 Descripción: Río Jerez dentro del PNC	Código: MAC-BUL-CONTROL Descripción: Río Bulhuacana antes de represa

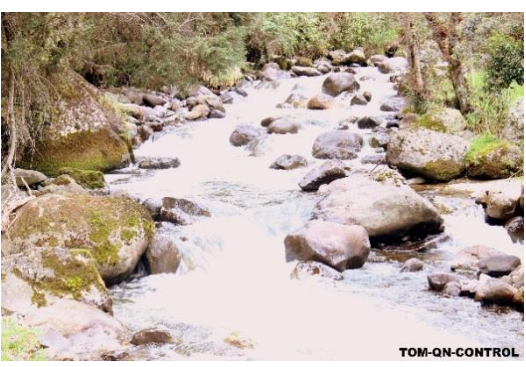
	
Código: MAC-CHAN-CONTROL Descripción: Río Chacayacu antes del canal	Código: MAC-PIN-CONTROL Descripción: Río Pinancocha antes del Machángara
	
Código: TOM-TOM-035 Descripción: Río Quinuas salida de Laguna	Código: TOM-QN-080 Descripción: Río Taquiurcu (Salida Laguna)
	
Código: YAN-BER-CONTROL Descripción: Río Bermejós antes del Yanuncay	Código: YAN-CAN-CONTROL Descripción: Quebrada Can Can antes del Quingüyacu

 YAN-GAL-020	 YAN-GAL-CONTROL
Código: YAN-GAL-020 Descripción: Río Yanuncay salida de laguna Gigeno	Código: YAN-GAL-CONTROL Descripción: Rio antes del Quingüyacu
 YAN-IZH-020	 YAN-SH-CONTROL
Código: YAN-IZH-020 Descripción: Río Izhcayrrumi en cabecera	Código: YAN-SH-CONTROL Descripción: Río Sigsighuayco antes del Yantahuayco
 YAN-YH-CONTROL	
Código: YAN-YH-CONTROL Descripción: Río Yantahuayco antes del Sigsighuayco	

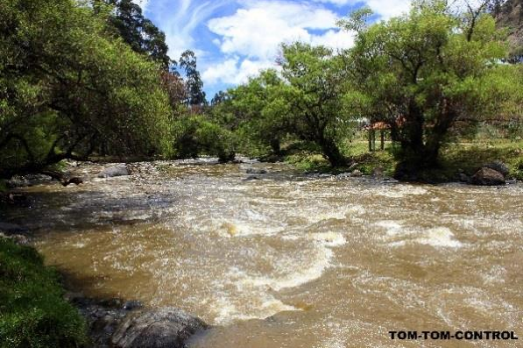
Estaciones de Bosque.

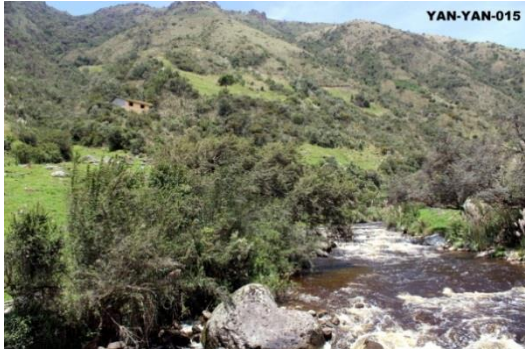
	
Código: CAÑ-AT-CONTROL Descripción: Río Atugyacu antes del Miguir	Código: CAÑ-CH-015 Descripción: Río El Chorro límites del PNC
	
Código: CAÑ-CH-CONTROL Descripción: Río el Chorro antes del Miguir (puente vía Cuenca-Molleturo)	Código: CAÑ-GUA-CONTROL Descripción: Río Guavisay límites del PNC
	
Código: CAÑ-MIG-015 Descripción: Río Miguir (en Huagrauma) (puente vía Cuenca-Molleturo)	Código: CHAU-AN-015 Descripción: Río Angas antes del pueblo

	
Código: CHAU-AN-CONTROL Descripción: Río Angas (puente vía Naranjos)	Código: CHAU-CHAU-020 Descripción: Río Chaucha en puente
	
Código: CHAU-CHAU-030 Descripción: Río Chaucha después del Canoas	Código: CHAU-JE-CONTROL Descripción: Río Jeréz (puente vía Naranjos).
	
Código: CHAU-MA-010 Descripción: Río Malacatos (salida del Bosque Las Americas)	Código: TOM-QN-025 Descripción: Río Quinuas después del Taquiurcu (puente)

 TOM-QN-015	 TOM-QN-010
Código: TOM-QN-015 Descripción: Río Quinuas después de piscícolas	Código: TOM-QN-010 Descripción: Río Quinuas antes de Chirimachai
 TOM-QN-005	 TOM-QN-CONTROL
Código: TOM-QN-005 Descripción: Río Quinuas después de piscícolas	Código: TOM-QN-CONTROL Descripción: Río Quinuas antes del Llaviucu
 TOM-TOM-005	 TOM-LL-005
Código: TOM-TOM-005 Descripción: Río Tomebamba antes del Mazán	Código: TOM-LL-005 Descripción: Río Llaviucu luego de la laguna

 TOM-LL-CONTROL	 TOM-MZ-010
Código: TOM-LL-CONTROL Descripción: Río Llaviucu antes del Quinuas	Código: TOM-MZ-010 Descripción: Río Mazán en cabecera
 TOM-MZ-CONTROL	 TOM-CU-010
Código: TOM-MZ-CONTROL Descripción: Río Mazán antes del Tomebamba	Código: TOM-CU-010 Descripción: Río Culebrillas en Captación
 TOM-CU-CONTROL	 TOM-TOM-030
Código: TOM-CU-CONTROL Descripción: Río Culebrillas antes del Tomebamba	Código: TOM-TOM-030 Descripción: Río Tomebamba antes de quebrada Sacay

 TOM-TOM-050	 TOM-MIL-010
Código: TOM-TOM-050 Descripción: Río Tomebamba antes del Yanuncay	Código: TOM-MIL-010 Descripción: Río Milchichig barrio La Floresta
 TOM-TOM-CONTROL	 YAN-IZH-CONTROL
Código: TOM-TOM-CONTROL Descripción: Río Tomebamba antes del Machángara	Código: YAN-IZH-CONTROL Descripción: Río Izhcayrrumi antes del Yanuncay
 YAN-YAN-005	 YAN-YAN-010
Código: YAN-YAN-005 Descripción: Río Yanuncay antes del Izhcayrrumi	Código: YAN-YAN-010 Descripción: Río Yanuncay después del Izhcayrrumi

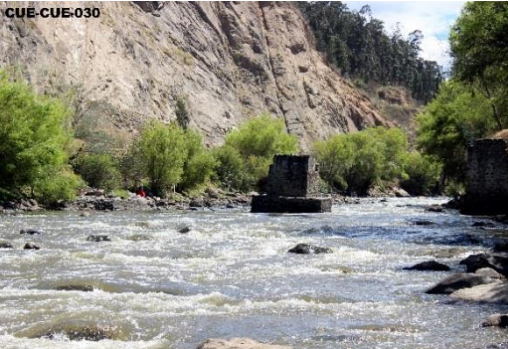
 YAN-YAN-015	 YAN-YAN-020
Código: YAN-YAN-015 Descripción: Río Yanuncay antes del Soldados	Código: YAN-YAN-020 Descripción: Río Yanuncay antes del Pucán
 YAN-YAN-025	 YAN-YAN-030
Código: YAN-YAN-025 Descripción: Río Yanuncay en captación	Código: YAN-YAN-030 Descripción: Río Yanuncay antes del Minas
 YAN-YAN-040	 YAN-YAN-060
Código: YAN-YAN-040 Descripción: Río Yanuncay en San Joaquin (puente Misicata)	Código: YAN-YAN-060 Descripción: Río Yanuncay antes del Tarqui

	
Código: YAN-YAN-CONTROL Descripción: Río Yanuncay A.J. Tomebamba	Código: TAR-IRQ-CONTROL Descripción: Río Irquis antes del Tarqui
	
Código: TAR-POR-CONTROL Descripción: Río Portete antes del Irquis	Código: TAR-TAR-005 Descripción: Río Tarqui (Antes de planta de Victoria de Portete)
	
Código: TAR-TAR-010 Descripción: Río Tarqui después de Planta de Aguas Residuales	Código: TAR-TAR-015 Descripción: Río Tarqui antes de Planta de Aguas Residuales

 TAR-TAR-020	 TAR-TAR-025
Código: TAR-TAR-020 Descripción: Río Tarqui Después de la planta de Tarqui	Código: TAR-TAR-025 Descripción: Río Tarqui antes de Planta de Aguas Residuales
 TAR-TAR-030	 TAR-CUM-010
Código: TAR-TAR-030 Descripción: Río Tarqui Después del Shucay	Código: TAR-CUM-010 Descripción: Río Cumbe antes de la junta con el Tarqui
 TAR-TU-CONTROL	 TAR-SH-CONTROL
Código: TAR-TU-CONTROL Descripción: Río Tutupali antes del Shucay	Código: TAR-SH-CONTROL Descripción: Río Shucay antes Tutupali

 TAR-TAR-050	 TAR-TAR-CONTROL
Código: TAR-TAR-050 Descripción: Río Tarqui antes de quebrada El Salado	Código: TAR-TAR-CONTROL Descripción: Río Tarqui antes de junta con el Yanuncay
 MAC-MAC-020	 MAC-MAC-030
Código: MAC-MAC-020 Descripción: Río Machángara antes del Soroche	Código: MAC-MAC-030 Descripción: Río Machángara después del Soroche (en Bypass)
 MAC-BL-CONTROL	 MAC-CHA-CONTROL
Código: MAC-BL-CONTROL Descripción: Río Blanco antes del canal	Código: MAC-CHA-CONTROL Descripción: Río Chacayacu antes del Machángara

	
Código: MAC-CHU-CONTROL Descripción: Río Chulco antes del Machángara	Código: MAC-CORR-CONTROL Descripción: Río Corrales antes canal
	
Código: MAC-MAC-035 Descripción: Río Machángara en Captación	Código: MAC-MAC-050 Descripción: Río Machángara antes central Saymirín
	
Código: MAC-MAC-054 Descripción: Río Machángara después del agua turbinada en Saymirín	Código: MAC-MAC-070 Descripción: Río Machángara antes de Ochoa León (en puente)

 MAC-MAC-090	 MAC-MAC-095
Código: MAC-MAC-090 Descripción: Río Machángara antes Camal Municipal	Código: MAC-MAC-095 Descripción: Río Machángara después del Camal Municipal
 MAC-MAC-CONTROL	 MAC-MAC-CONTROL
Código: MAC-COM-CONTROL Descripción: quebrada La Compañía antes del Machángara	Código: MAC-MAC-CONTROL Descripción: Río Machángara antes del Tomebamba
 CUE-CUE-020	 CUE-CUE-030
Código: CUE-CUE-020 Descripción: Río Cuenca en puente Ucubamba	Código: CUE-CUE-030 Descripción: Río Cuenca antes del Sidcay



Código: CUE-CUE-050

Descripción: Río Cuenca antes puente Huangarcucho

Anexo 7. Listado de taxas de macroinvertebrados bentónicos a nivel de Clase, Orden, Clado, Familia y Género registrados en el estudio.

Clase	Orden	Clado	Familia	Género
Arachnida	Trombidiforme	Hidracarina		
Bivalvia	Veneroidea		Sphaeriidae	Pisidium
			Ancylidae	
Gasteropoda	Basommatomorpha		Limneidae	Fossaria Pseudosuccinea
			Physidae	Hatia
			Planorbidae	
Hirudinea	Glossiphoniiforme		Glossophonidae	Helobdella
Hydrozoa	Hidroidea		Hidridae	Hydra
			Dysticidae	Rhantus Liodessus
			Hidrophylidae	Enochrus Tropisternus
	Coleoptera		Elmidae	Austrelmis Austrolimnius Heterelmis Hexanchorus Huleechius Macrelmis Microcylloepus Neoelmis Notelmis Onychelmis Pharceonus Pseudodisersus
			Hydraenidae	Hydraena Ochthebius
			Psephenidae	Pheneps
			Scirtidae	Cyphon
			Blepharoceridae	Limonicola Paltostoma
			Ceratopogonidae	Bezzia Palpomyia
			Chironomidae	
			Dixidae	Dixa
	Diptera		Psychodidae	Maruina Pericoma Psychoda
			Simuliidae	Simulium Gigantodax
			Empididae	Neoplata

Insecta	Ephemeroptera	Ephydridae	
			Hexatoma Hexatomini Limonia Molophylus Orimarga Polymera
		Muscidae Syrphidae	Limnophora
		Tabanidae	Tabanus
		Tipulidae	Tipula
		Beatidae	Americabaetis Andesiops Baetodes Camelobaetidius Mayobaetis Prebaetodes Nanomis
		Leptohyphidae	Leptohyphes Tricorythodes
		Leptophlebiidae	Ecuaphlebia Farrodes Thraulodes
	Megaloptera	Corydalidae	Corydalus
	Odonata	Aeshnidae	Rhinoaeshna
		Coegrionidae	Ishnura
	Plecoptera	Gripopterygidae	Claudioperla
		Perlidae	Anacroneuria
	Trichoptera	Anomalopsychidae	Contulma
		Calamoceatidae	Phylloicus
		Glososomatidae	Mortoniella
		Helicopsychidae	Helicopsyche
		Hydrobiosidae	Atopsyche Cailloma
		Hydropsychidae	Leptonema Smicridea
		Hydroptilidae	Leucotrichia Metrichia Neotrichia Ochotrichia Oxyethira
		Leptoceridae	Atanatolica Grumichella Nectopsyche
		Limnephilidae	Anomalocosmoecus

		Polycentropodidae	Polycentropus
		Xiphocentronidae	
Malacostraca	Amphipoda	Hyaellidae	Hyaella
Oligochaeta	Haplotaxida		
Ostracoda			
Turbellaria	Seriata	Dugesiidae	Girardia

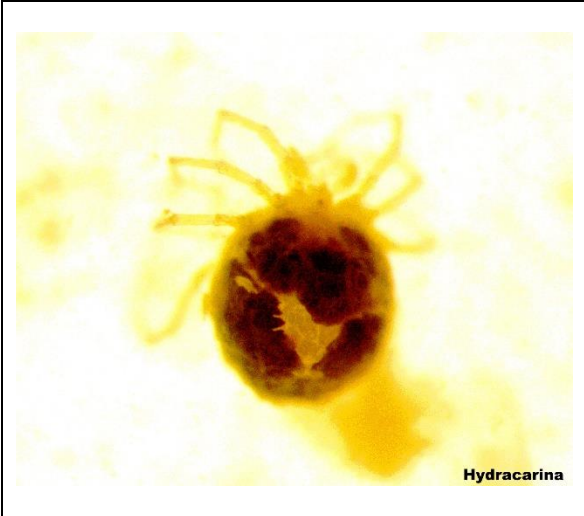
Anexo 8. Familias de Macroinvertebrados bentónicos más abundantes en el estudio.

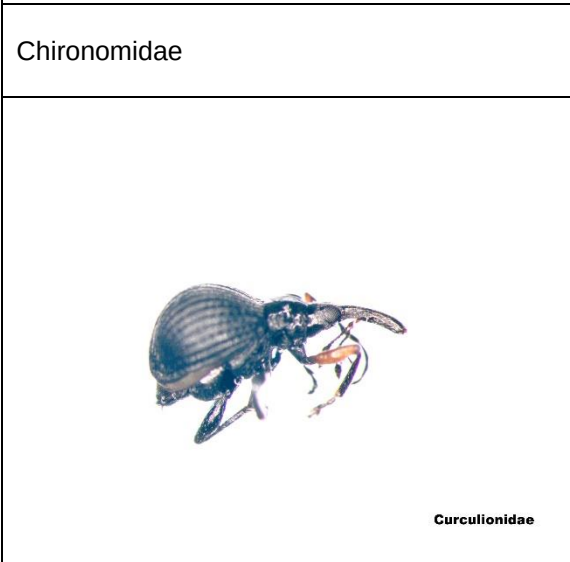
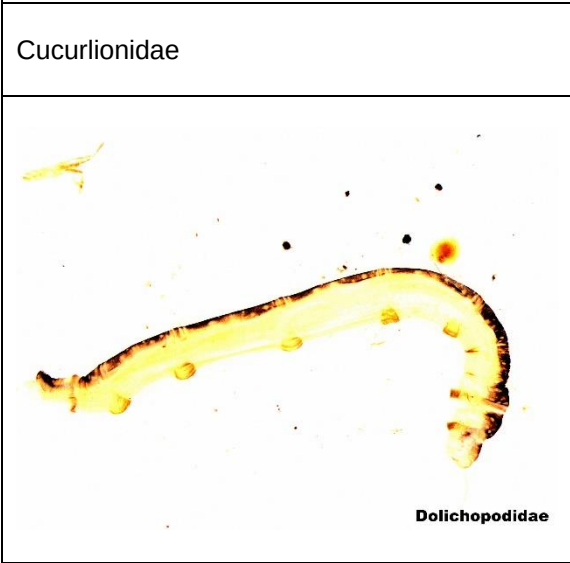
ABUNDANCIA			ABUNDANCIA		
TAXAS	N	(%)	TAXAS	N	(%)
	3977			33	
Baetidae	5	30,01	Psephenidae	9	0,26
	1755			28	
Hyaellidae	1	13,24	Calamoceratidae	6	0,22
	1607			22	
Oligochaeta	3	12,13	Limnephilidae	4	0,17
	1345			13	
Chironomidae	1	10,15	Glossosomatidae	2	0,10
				13	
Hydroptilidae	7567	5,71	Ostracoda	0	0,10
				12	
Elmidae	6627	5,00	Xiphocentronidae	3	0,09
Simuliidae	6435	4,86	Aeshnidae	62	0,05
Leptohyphidae	5510	4,16	Corydalidae	47	0,04
			Polycentropodida		
Physidae	1947	1,47	e	47	0,04
Leptophlebiidae	1820	1,37	Dytiscidae	28	0,02
Dugesidae	1351	1,02	Tipulidae	28	0,02
Leptoceridae	1139	0,86	Ephydriidae	23	0,02
Psychodidae	1000	0,75	Muscidae	22	0,02
Ceratopogonidae	966	0,73	Tabanidae	22	0,02
Scirtidae	956	0,72	Hydriidae	20	0,02
Hydropsychidae	892	0,67	Oligoneuriidae	20	0,02
Hydracarina	794	0,60	Coenagrionidae	15	0,01
Perlidae	762	0,57	Planorbidae	14	0,01
Hydrobiosidae	743	0,56	Naucoridae	12	0,01
Helicopsyche	733	0,55	Dixidae	8	0,01
Gripopterygidae	727	0,55	Ancylidae	6	0,00
Anomalopsychida					
e	659	0,50	Hydrophilidae	6	0,00
Glossiphonidae	639	0,48	Crambidae	4	0,00
Limoniidae	594	0,45	Ptilodactylidae	3	0,00
Blephariceridae	525	0,40	Dolichopodidae	2	0,00
Hydraenidae	475	0,36	Libellulidae	1	0,00
Lymnaeidae	408	0,31	Dryopidae	1	0,00
Sphaeriidae	399	0,30	Odontoceridae	1	0,00
Empididae	395	0,30			

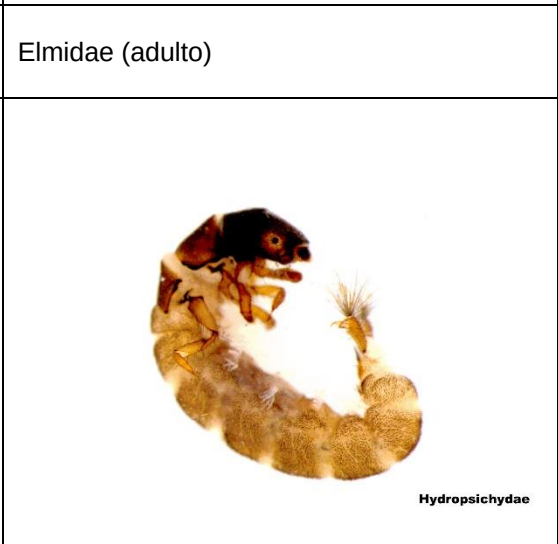
Abundancias absolutas en Bosque			
Referencia		Alteradas	
Taxas	%	Taxas	%
Baetidae	21,11	Baetidae	36,18
Elmidae	15,06	Oligochaeta	14,02
Chironomidae	8,13	Hyaellidae	12,77
Simuliidae	7,77	Chironomidae	9,03
Helicopsychidae	7,28	Hydroptilidae	6,32
Leptoceridae	7,26	Simuliidae	4,76
Hydropsychidae	4,94	Leptohyphidae	4,45
Perlidae	4,53	Elmidae	2,22
Hydroptilidae	3,41	Physidae	1,87
Hyaellidae	2,72	Dugesidae	0,97
Oligochaeta	2,50	Psychodidae	0,86
Blephariceridae	1,79	Ceratopogonidae	0,81
Leptophlebiidae	1,69	Scirtidae	0,63
Leptohyphidae	1,46	Leptophlebiidae	0,56
Psephenidae	1,16	Hydrobiosidae	0,52
Glossosomatidae	1,15	Hydraenidae	0,45
Dugesidae	1,07	Blephariceridae	0,34
Limoniidae	1,03	Limoniidae	0,33
Anomalopsychidae	0,97	Sphaeriidae	0,32
Calamoceratidae	0,76	Hydropsychidae	0,30
Psychodidae	0,72	Empididae	0,29
Scirtidae	0,71	Hydracarina	0,26
Hydrobiosidae	0,47	Perlidae	0,25
Glossiphonidae	0,39	Calamoceratidae	0,20
Oligoneuriidae	0,26	Limnephilidae	0,20
Gripopterygidae	0,24	Glossiphonidae	0,17
Ceratopogonidae	0,21	Gripopterygidae	0,14
Tabanidae	0,20	Ostracoda	0,13
Empididae	0,18	Xiphocentronidae	0,11
Hydracarina	0,18	Anomalopsychidae	0,06
Physidae	0,16	Lymnaeidae	0,06
Dixidae	0,10	Helicopsychidae	0,06
Tipulidae	0,09	Aeshnidae	0,06
Corydalidae	0,05	Corydalidae	0,04
Hydraenidae	0,05	Leptoceridae	0,04
Crambidae	0,05	Polycentropodidae	0,04
Lymnaeidae	0,05	Dytiscidae	0,03
Ptilodactylidae	0,04	Psephenidae	0,02
Muscidae	0,03	Ephydridae	0,02
Dolichopodidae	0,01	Hydridae	0,02
Odontoceridae	0,01	Muscidae	0,02
Sphaeriidae	0,01	Tipulidae	0,02

		Coenagrionidae	0,01
		Planorbidae	0,01
		Naucoridae	0,01
		Ancylidae	0,01
		Hydrophilidae	0,01
Abundancias absolutas en Páramo			
Referencia		Alteradas	
Taxas	%	Taxas	%
Hyaellidae	19,48	Chironomidae	26,67
Elmidae	13,45	Hyaellidae	18,96
Chironomidae	12,51	Elmidae	18,82
Oligochaeta	7,08	Leptophlebiidae	7,80
Leptohyphidae	5,01	Simuliidae	5,17
Hydroptilidae	4,39	Oligochaeta	4,49
Leptophlebiidae	4,24	Glossiphonidae	4,21
Simuliidae	3,93	Hydracarina	3,79
Gripopterygidae	3,61	Baetidae	2,26
Baetidae	3,56	Lymnaeidae	1,44
Anomalopsychidae	3,32	Hydroptilidae	1,38
Leptoceridae	3,16	Ceratopogonidae	1,10
Hydracarina	1,92	Dugesidae	1,07
Lymnaeidae	1,64	Leptoceridae	0,86
Scirtidae	1,58	Sphaeriidae	0,56
Psephenidae	1,45	Hydrobiosidae	0,47
Dugesidae	1,32	Limoniidae	0,37
Hydropsychidae	1,30	Leptohyphidae	0,21
Glossiphonidae	1,27	Empididae	0,11
Perlidae	0,99	Scirtidae	0,09
Limoniidae	0,96	Polycentropodidae	0,07
Hydrobiosidae	0,90	Gripopterygidae	0,04
Helicopsychidae	0,72	Blephariceridae	0,04
Empididae	0,47	Tabanidae	0,02
Psychodidae	0,37	Xiphocentronidae	0,02
Ceratopogonidae	0,29		
Glossosomatidae	0,28		
Blephariceridae	0,24		
Sphaeriidae	0,21		
Calamoceratidae	0,14		
Limnephilidae	0,13		
Xiphocentronidae	0,04		
Tabanidae	0,01		
Physidae	0,01		
Polycentropodidae	0,01		
Tipulidae	0,01		

Anexo 9. Imágenes de Macrobentos.

 Hydracarina	 Anomalopsychidae
Hydracarina	Anomalopsychidae
 Sphaeridae	 Blefaroceridae
Sphaeridae	Blefaroceridae
 Calamoceratidae	 Ceratopogonidae
Calamoceratidae	Ceratopogonidae

 Chironomidae	 Coenagionidae
Chironomidae	Coenagionidae
 Curculionidae	 Dixidae
Cucurlionidae	Dixidae
 Dolichopodidae	 Empididae
Dolichopodidae	Empididae

 Dytiscidae (larva)	 Dytiscidae
Dytiscidae (larva)	Dytiscidae (adulto)
 Elmidae (larva)	 Elmidae (adulto)
Elmidae (larva)	Elmidae (adulto)
 Gryopterigidae	 Hydropsichydae
Gryopterigidae	Hydropsichydae

 Hydrobidae	 Hydroptilidae
Hydrobidae	Hydroptilidae
 Leptoceridae	 Limoniidae
Leptoceridae	Limoniidae
 Megaloptera	 Notonectidae
Megaloptera	Notonectidae

 Simuliidae	 Syrphidae
Simuliidae	Syrphidae
 Tabanidae	 Xiphocentronidae
Tabanidae	Xiphocentronidae