



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

CALIDAD AMBIENTAL Y DIVERSIDAD ACUÁTICA DE LOS RÍOS
DE LA ZONA URBANA DE QUITO.

Autora

Jackie Amanda Checa Pérez

Año
2018



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

CALIDAD AMBIENTAL Y DIVERSIDAD ACUÁTICA DE LOS RÍOS DE LA
ZONA URBANA DE QUITO

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

Profesor Guía

PhD. Blanca Ríos Touma

Autora

Jackie Amanda Checa Pérez

Año

2018

DECLARACIÓN PROFESOR GUÍA

"Declaro haber dirigido el trabajo, Calidad Ambiental y Diversidad Acuática de los Ríos de la zona urbana de Quito, a través de reuniones periódicas con la estudiante Jackie Amanda Checa Pérez, en el semestre 2018-1, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación".

Blanca Patricia Ríos Touma

Doctora en Estudios Avanzados en Ecología

C.I.: 1707113765

DECLARACIÓN PROFESOR CORRECTOR

"Declaro haber revisado este trabajo, Calidad Ambiental y Diversidad Acuática de los Ríos de la zona urbana de Quito, de Jackie Amanda Checa Pérez, en el semestre 2018-1, dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación".

Christian Patricio Villamarín Flores

Doctor en Ecología Fundamental y Aplicada

C.I.: 1002339404

DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE

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

Jackie Amanda Checa Pérez

C.I.: 1719765180

AGRADECIMIENTOS

“Cuando la gratitud es tan absoluta las palabras sobran”

Álvaro Mutis

Gracias a Dios, mamá, familia, mis profesores; especialmente Blanca y Christian y al equipo de investigación de la UDLA.

DEDICATORIA

A mi madre, por ser mi brújula durante el camino de la vida, por su total apoyo y confianza.

A mi Juli, por estar conmigo en este proceso y permitirme ser parte del suyo también, por su ayuda y cariño incondicional.

RESUMEN

Los ríos alto-andinos ofrecen importantes servicios hídricos y ecosistémicos para las poblaciones que habitan en las cuencas que los conforman. El objetivo de esta tesis de investigación fue evaluar la relación entre la composición de la comunidad de macroinvertebrados con la calidad ambiental de los ríos que está siendo afectada por los cambios de usos de suelo, en la zona urbana de Quito, dentro de la cuenca del Guayllabamba. El estudio se realizó a través del muestreo de macroinvertebrados y aspectos ambientales de los ríos: calidad físico-química e hidromorfológica. Además se analizó el cambio de uso de suelo por medio de imágenes satelitales. Se encontró que existe pérdida de biodiversidad y degradación ecológica en los ríos de zonas urbanas probablemente debida a la falta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad que son receptadas por los ríos Pita, San Pedro, Machángara y Monjas, y la falta de protección de los ríos.

Palabras clave: ríos, comunidad de macroinvertebrados, calidad ambiental, uso de suelo, biodiversidad.

ABSTRACT

The high Andean rivers offer important water and ecosystem services for populations that live in their basins. The objective of this research was to evaluate the relationship between the macroinvertebrates community with environmental quality of the rivers, affected by changes in land use in the urban area of Quito, within the Guayllabamba basin. The study was carried out through sampling of macroinvertebrates and environmental aspects of rivers such as physicochemical water characteristics and hydromorphological analysis. In addition, the change in land use was analyzed through satellite images. It was found that there is a loss of biodiversity and ecological degradation in the rivers of urban areas probably due to the lack of wastewater treatment of the city that is discharged at Pita, San Pedro, Machángara and Monjas rivers.

Key words: rivers, community of macroinvertebrates, environmental quality, land use, biodiversity.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1. Antecedentes	1
2. Alcance.....	3
3. Justificación	3
4. Objetivos	5
4.1. Objetivo General.....	5
4.2. Objetivos específicos.....	5
2. MARCO TEÓRICO	6
2.1. Hidrología	6
2.2. Biodiversidad de ríos	7
2.3. Macroinvertebrados.....	8
2.4. Calidad ecológica de ríos	10
2.5. Contaminación de ríos.....	12
2.6. Ríos urbanos	13
2. Muestreos.....	15
2.1. Puntos de muestreo	15
2.2. Muestras de Agua.....	16
2.3. Muestreo de Macroinvertebrados.	17
2.4. Protocolos de evaluación de la calidad ecológica.....	18
2.5. Análisis estadísticos.....	21
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	21
1. Resultados	21
1.1. Ambiente de los ríos.....	21
1.2. La biota de los ríos	28
1.2. Calidad Ecológica de los ríos	32
2. Discusión	36
5. CONCLUSIONES	40
REFERENCIAS.....	41

ANEXOS.....	47
-------------	----

1. INTRODUCCIÓN

1. Antecedentes

La urbanización, la deforestación, el sobrepastoreo y la necesidad de cultivo en las zonas montañosas produce la degradación del suelo y de los recursos hídricos (González y Jalón, 2007). En los países andinos (Ecuador, Colombia, Venezuela, Perú, Bolivia, Argentina, Chile) residen 40 millones de personas, las cuales aprovechan la riqueza de los Andes y sus ecosistemas acuáticos para su desarrollo social y económico (Moreno y Renner, 2007). Los ríos alto-andinos son muy valiosos, ya que estos proveen importantes servicios ecosistémicos como el agua para los centros urbanos y rurales. A pesar de esto, no son protegidos y las actividades humanas afectan constantemente la calidad de agua de éstos (Jacobsen, 1998). La degradación del recurso hídrico en las zonas altas de las cuencas también genera impactos a lo largo de las zonas bajas, donde existen riberas y ciudades en los valles (Moreno y Renner, 2007). Los efectos ocasionados, como; la contaminación del agua, la disminución del caudal o la pérdida de biodiversidad en la zona, pueden servir como una señal de advertencia de daño potencial en las zonas altas (Walsh, Leonard, Ladson, y Fletcher, 2014).

El Distrito Metropolitano de Quito, capital de Ecuador, ubicada dentro del callejón interandino, cuenta con una gran cantidad de ríos que están siendo afectados por actividades como la agricultura, la ganadería y el crecimiento poblacional urbano (Acosta, Rios-Touma, Rieradevall, y Prat, 2009). Quito está ubicado en la cuenca del río Guayllabamba, de aquí proviene gran parte del suministro de agua de la ciudad, además de ser parte de la macrocuenca del río Amazonas. En la ciudad, existen quebradas que atraviesan la zona urbana y constituyen los últimos remanentes verdes de la ciudad. Están formadas por los principales ríos de Quito; Pita, San Pedro, Machángara y Monjas, de donde se obtienen varios beneficios hídricos, recreativos, productivos, entre otros (Oleas, Rios-Touma, Peña, y Bustamante, 2016).

El estado de los ríos urbanos de Quito es complejo (Moreno y Renner, 2007). Para una evaluación correcta, se pueden utilizar los ríos que no han sido gravemente afectados por actividades antrópicas, que son utilizados como ríos de referencia dentro del estudio de calidad de los ríos (Ríos-Touma, Acosta y Prat, 2014). Pero también existen ríos que no pueden ser considerados como tal, debido a la degradación que presentan. Dentro de las zonas bajas de los ríos San Pedro, Pita y Machángara, se evidencia presencia de residuos sólidos urbanos e industriales, contaminación orgánica por descargas de vertidos residuales de la ciudad y extracciones de caudal para usos urbanos, ganaderos e industriales (Acosta et al., 2009). Las actividades agropecuarias e industrias, modifican la evolución natural de los ecosistemas fluviales (Gutierrez, Forero-Céspedes, y Reinodo-Flórez, 2016). Estas alteraciones a las fuentes hídricas, afectan la calidad ecológica de los ríos, y son evidentes en toda la biota del río, entre estos los macroinvertebrados acuáticos (Prat, Ríos, Acosta, y Rieradevall, 2006). Por esta razón, éstos han sido usados como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. De hecho, diversos estudios demuestran que estos organismos son una herramienta para evaluaciones de calidad del agua, debido a su adaptación a diversos hábitats del río, su presencia ubicua, sus ciclo de vida larval acuática con requerimientos ambientales diferenciales, lo que los hace indicadores de distintas condiciones y de cambios en las mismas (Chang, Lawrence, Rios-Touma, y Resh, 2014; Gutierrez et al., 2016; Rincón, Merchán, Sparer, Rojas, y Zarate, 2017).

La diversidad y la abundancia de familias de macroinvertebrados bentónicos varían dependiendo el nivel de contaminación de la cuenca (Roldán-Pérez, 2016). En Quito, existen ríos alterados que cuentan con un promedio de número de familias encontradas de 8, las cuales son consideradas resistentes a la contaminación (Acosta et al., 2009). Por otro lado, están los ríos de referencia, que son considerados limpios, en los cuales se han encontrado un promedio de 22 familias entre ellas, algunas muy sensibles a cambios ambientales (Acosta et al., 2009). Un paso importante, es conocer el estado de los parámetros hidromorfológicos, físicos y químicos de los ríos, que proveen datos suficientes para interpretar la causa del cambio en la biodiversidad de los ríos (Villamarin,

Prat, y Rieradevall, 2014). Así como también, llegar a obtener información integral sobre la calidad y el estado de los ríos alto-andinos.

2. Alcance

El presente trabajo de titulación pretende entender la relación entre la biodiversidad acuática y el cambio del uso de suelo en zonas urbanas, con el fin de determinar las principales causas de pérdida de calidad ecológica y biodiversidad.

Esta tesis es parte de una investigación más amplia sobre de Calidad Ecológica y Microbiológica de la Cuenca del Guayllabamba (Ríos-Touma y Guerrero-Latorre, 2016), y abarcó únicamente los sitios entre 2600 y 2800 msnm de la cuenca, ya que el objetivo concreto es comparar la calidad ecológica y biodiversidad entre sitios, en zonas rurales con los de zonas urbanas de la capital. Los puntos de muestreo seleccionados para la presente tesis de investigación han sido definidos en base al uso de suelo de diferentes zonas urbanas de Quito y de sitios de referencia. Específicamente, la zona de estudio seleccionada ha sido el sector bajo de la cuenca del Guayllabamba, lo que significa, que los puntos de muestreo se encuentran dentro o cerca de zonas más urbanizadas. Se establecieron 12 puntos a lo largo de la cuenca, en las zonas bajas de los ríos del Pita, San Pedro, Machángara y Monjas. Los muestreos se realizaron durante la época seca para evitar el efecto de las crecidas de caudal sobre la comunidad de macroinvertebrados y poder entender el rol de las otras variables sobre la biodiversidad de los ríos. Asimismo, el efecto que causa el cambio de uso de suelo sobre el ambiente de los ríos, por lo que se ha tomado a esta como una variable categórica dentro del análisis de la investigación.

3. Justificación

El Distrito Metropolitano de Quito pasó de ocupar una superficie de 1300 ha urbanas a 32400 ha en tan solo 60 años (Oleas et al., 2016). En consecuencia

las quebradas de la ciudad han pasado a ser rellenadas o transformadas en alcantarillas. De las 182 quebradas dentro de la ciudad, se calcula que 70 de ellas ya han sido alteradas (PNUMA y FLACSO, 2011).

Debido a esto, se han desarrollado políticas que buscan contribuir a la solución a la problemática que sufren las quebradas del DMQ. Existe un Plan Metropolitano de Ordenamiento Territorial 2015-2025 del Municipio de Quito, donde se pretende regular el territorio de manera integral con el medio ecológico dentro de la ciudad. Para de esta manera llegar a obtener la protección, preservación y gestión del patrimonio natural del DMQ (Municipio del DMQ, 2015). Por otro lado, para el manejo y protección de las quebradas y de sus áreas de ribera, la resolución C 350 del Municipio de Quito declara en el año 2012, al sistema de quebradas como patrimonio natural, histórico, cultural y paisajístico de la ciudad (Municipio del DMQ, 2012). A esto se suma la Ley Orgánica de recursos hídricos en la cual se detalla "el derecho humano al agua limpia, suficiente, salubre, aceptable, accesible y asequible para el uso personal y doméstico" en el Art 57. Además se menciona a la conservación del agua como un derecho de la naturaleza (Art 64.) y a las fuentes hídricas y las zonas de ribera como áreas de protección hídrica (Art 78.). Así es como, a nivel legal, empiezan a tomar valor estas zonas naturales desprotegidas de la ciudad, y de esta manera se impone la necesidad de garantizar el funcionamiento ecológico de las zonas de ribera y los ríos de la ciudad. A pesar de la puesta en marcha de las políticas mencionadas anteriormente, no se conoce el estado ambiental de los ríos de la zona urbana de Quito como paso esencial para tomar medidas de restauración y conservación de los mismos.

En este sentido, esta investigación plantea el estudio de la calidad de los ríos por medio de la comparación con otros ríos de altitud y geografía similar de la misma cuenca, que estén en mejor estado ecológico y con una biodiversidad referencial. Al no contar con sistemas de monitoreo oficial a nivel de paisajes, esta investigación se enfocó en analizar los cambios en la composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, en los puntos de muestreo seleccionados, a lo largo de la cuenca del Guayllabamba, en la zona urbana de

Quito. Éste, incluye variables ambientales, indicadoras de distintos tipos de alteraciones que se relacionan a la biodiversidad.

El presente trabajo permite mostrar la pérdida de biodiversidad de macroinvertebrados y relacionarlo con aspectos tanto de paisaje como parámetros físico-químicos e hidromorfológicos. Además, la investigación ofrece una mirada integral sobre el daño ambiental producido por el desarrollo no sustentable, como un primer paso para la concientización de la población local.

4. Objetivos

4.1. Objetivo General

- Evaluar la relación entre la composición de la comunidad de macroinvertebrados con la calidad ambiental de los ríos, afectada por los cambios de usos de suelo, en la zona urbana de Quito

4.2. Objetivos específicos

- Analizar la pérdida de la biodiversidad acuática en relación a los cambios en las variables ambientales en los ríos de la zona urbana de Quito, de la cuenca del Guayllabamba
- Evaluar cuales han sido los cambios registrados en la comunidad de macroinvertebrados en respuesta a modificaciones del uso de suelo en las áreas de drenaje de los puntos analizados
- Evaluar los cambios en el ambiente y la calidad ecológica de los ríos en relación a los cambios en el uso de suelo del área de drenaje de los puntos analizados

2. MARCO TEÓRICO

1. Hidrología

Cuencas hidrográficas

Una cuenca hidrográfica es el territorio delimitado topográficamente donde se capta la precipitación y se drena el agua de escorrentía hasta un punto de colección, llamado río principal (Chow, Maidment y Mays, 1994, pp.4). Se denomina al área de drenaje como el área plana que está dentro de la división topográfica de la cuenca (Monsalve, 2009, pp. 37). En este sistema hidrológico, existen elementos biológicos, sociales y económicos que se interrelacionan. Dentro de estos elementos está el agua; como componente básico, el suelo como base para la vida, el clima, la vegetación, la topografía, la fauna y el hombre. (Vásquez et al, 2000, pp. 25-32).

No toda el agua proporcionada por la lluvia se transforma en caudal del río, también existen procesos de pérdida de caudal (Dingman, 2015, pp.17-19). Procesos como la evaporación, que existe desde que inicia la precipitación, o la infiltración, el proceso en el que el agua penetra el suelo y puede llevar a esta a varios destinos (Chow et al., 1994, pp. 25). La percolación es cuando el agua puede llegar a estratos más profundos luego de un tiempo de recorrido y la escorrentía es el movimiento lateral que pueden sufrir los caudales de agua almacenados subterráneamente, también reducen el caudal final (Monsalve, 2009, pp. 34).

Ríos

Existen ciertas características que distinguen a los ríos de otros ambientes acuáticos (Vásquez et al, 2000, pp. 53). Los ríos tienen flujo unidireccional, forma linear, descargas variables, y además, tanto el canal como el lecho del río son de morfología inestable. Los canales del río se forman y se mantienen de manera independiente o autónoma (Monsalve, 2009, pp. 67). Su morfología es la respuesta a los cambios en el clima, la geología y a las fuerzas involucradas en

la formación del mismo. Y por otro lado, el mantenimiento del canal está relacionado con el flujo del agua (Dingman, 2015, pp.34). Mientras el canal conduce el agua del río, a su paso va disolviendo a partículas más pequeñas el material proveniente de aguas arriba y creando ecosistemas. Además, la vegetación terrestre influye en la estructura ecológica de los ríos de dos maneras: proporcionando sombra, lo que puede reducir la producción primaria de la misma, y donando hojas u otras partes de las plantas de ribera, lo que se traduce en suministros de energía y hábitats para los organismos acuáticos (Barnes y Mann, 1992, pp. 230). La naturaleza fluida de los ríos, unida al corto tiempo de paso del agua, imposibilita el crecimiento de plancton, como un componente importante de la biota, excepto en los tramos aguas abajo de los ríos más grandes, lo que se traduce en la predominancia de los organismos bentónicos. (Barnes y Mann, 1992, pp. 233)

2. Biodiversidad de ríos

La biodiversidad es la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, comprende entre otras cosas, los ecosistemas terrestres, marinos, acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad en cada especie, entre especies y de los ecosistemas, como resultado de los procesos naturales y culturales (PNUD, 1992). Gaston y Spicer (2007, pp. 3) aseguran que la biodiversidad se refiere a la variabilidad en todos los niveles de organización. La biodiversidad abarca tres niveles de variabilidad; genes, especies y ecosistemas (García, Parra, Mena, 2014, pp. 46). Debido a que Ecuador es considerado como un país megadiverso, conservar la biodiversidad es un tema relevante para el país. Principalmente se encuentra en riesgo la biodiversidad de las áreas silvestres y la diversidad acuática (Varea et al., 1997, pp.11).

La biodiversidad de zonas fluviales está influenciada principalmente por la estacionalidad de las lluvias (Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales [MECN], 2009). La formación de los ríos; por valles, quebradas, cimas, laderas, lomas, etc., crea un paisaje y un ecosistema cambiante (Vásquez et al, 2000, pp. 76).

La humedad, la riqueza de microhábitats y la compleja topografía de los Andes, son clave para la abundancia y variedad de especies en los ecosistemas de los ríos. Ya que, esto hace que se multipliquen los microhábitats y microclimas debido a la variaciones de altitudes y relieves (García et al., 2014, pp. 162).

3. Macroinvertebrados

Los invertebrados acuáticos o macroinvertebrados son animales como planarias, sanguijuelas, oligoquetos, moluscos o crustáceos, que miden más de 500 μm y su ciclo de vida es parcialmente o completamente acuático (Ladrera, Rieradevall, y Prat, 2013). Los insectos son los macroinvertebrados más comunes en agua dulce, esto debido a que desarrollan su ciclo larvario en el agua, para luego convertirse en adultos de medios aéreos, generalmente (Gutierrez, Forero-Céspedes, y Reinodo-Flórez, 2016). Los macroinvertebrados acuáticos son parte fundamental de los ecosistemas de agua dulce. Para contribuir a la integridad ecológica de este sistema es importante mantener las comunidades, poblaciones, la biodiversidad de especies individuales de macroinvertebrados (Chang et al., 2014). Cada especie, género o familia en particular tiene sus propios límites de tolerancia específica o condiciones ambientales necesarias para su desarrollo (Everall et al., 2017).

Gracias a los ciclos de vida acuáticos que presentan los macroinvertebrados y gracias a su capacidad para integrar cambios fisicoquímicos presentes en el agua, se puede asociar la información recolectada de la comunidad de macroinvertebrados con la calidad del río (Acosta et al., 2009). El estudio de comunidades de macroinvertebrados bentónicos es muy común dentro de las evaluaciones de impacto ambiental, ya que proporcionan mayor información de los efectos de la contaminación en varias especies integradas en el tiempo (Barnes y Mann, 1992, pp. 262). Es por esto que los macroinvertebrados son usados como indicadores biológicos de calidad de agua dulce ya que la presencia o ausencia de un organismo indica alguna condición del ecosistema acuático en estudio integrada en el tiempo. Esto ya que cada taxón tiene niveles de tolerancia específico a distintos tipos de alteración en el ecosistema. Por

ejemplo, el orden Díptera es mucho más tolerante que los insectos del orden Plecóptera (Ladrera et al., 2013).

Antecedentes históricos

Los macroinvertebrados acuáticos son los organismos más utilizados como indicadores de calidad de agua dulce, esto debido a las características favorables que presentan (Bonada et al., 2006). Dentro de las cuales, las más importantes son la capacidad de integrar los cambios fisicoquímicos gracias al ciclo de vida acuático de varios días, meses o, en casos muy puntuales, poco más de un año, lo que significa información de la calidad del río integrada a mediano y largo plazo. La importancia de contar con taxones con niveles de tolerancia específicos para distintos tipos de alteraciones en el ecosistema que estén presentes en casi todos los cuerpos de agua dulce (Acosta et al., 2009). Emplear macroinvertebrados acuáticos en el biomonitorio de calidad de cuerpos de agua se ha desarrollado a través del tiempo. Empezando por Alemania, en el año 1909, donde se realizaron las primeras aplicaciones de macroinvertebrados, junto con peces y macrófitas, como indicadores de la contaminación en ríos, debido a la necesidad de enfocarse en la higiene y la economía de los sistemas de agua (Chang, Lawrence, Rios-Touma, y Resh, 2014).

A nivel Andino, la primera lista de macroinvertebrados acuáticos indicadores de la contaminación orgánica, y particularmente, de la capacidad de autodepuración de las fuentes de agua para Colombia se utiliza desde los años noventa (Roldán-Pérez, 2016). En Suramérica, se han documentado estudios de calidad de ríos, con macroinvertebrados, especialmente en Colombia y en Costa Rica (Hanson, Springer, y Ramírez, 2010; Muñoz y Vélez, 2007). En los años setenta, se realizaron los primeros estudios en Colombia, con la dirigencia de científicos especialistas norteamericanos y europeos. Estos concluyeron que para los macroinvertebrados de los ríos de Colombia, se necesitaban adaptar métodos por el clima y la zona, ya que los especialistas usaron métodos para zonas templadas (Roldán et al., 2014). En Costa Rica se han utilizado macroinvertebrados para determinar la calidad ecológica de los ríos, por medio

de la identificación de las familias encontradas. Además estos han sido denominados, por la legislación ambiental, como indicadores de la calidad de las aguas (Hanson et al., 2010). También se han utilizado a los macroinvertebrados como bioindicadores de impactos antrópicos en las riberas de los ríos, como la acumulación de residuos sólidos o vertidos orgánicos en las zonas andinas (Ladrera, 2012; Prat et al., 2006)

Funciones

Es posible clasificar a los macroinvertebrados por la forma de alimentación, su manera de moverse y las funciones o papeles importantes que desarrollan dentro de la ecología del sistema. Entre estos tenemos: trituradores (Tipulidae), colectores-filtradores (Simuliidae, Hydropsychidae), raspadores de algas (Physidae, Helicopsychidae, Leptophlebiidae), colectores-recolectores (Chironomidae, Elmidae) y predadores (Planariidae) (Prat, Ríos, Acosta, y Rieradevall, 2006). Los macroinvertebrados colectores se encargan de recoger partículas finas, con tamaños menores a 1mm, que están depositadas en el agua. También están los filtradores que se encargan de remover partículas finas del agua, por medio de cepillos bucales o patas con brochas de setas. Por otro lado, los depredadores se alimentan de otros animales gracias a sus adaptaciones morfológicas con las que han desarrollado patas raptorales o labios extensibles para capturar a su presa (Hanson, Springer, y Ramirez, 2010).

4. Calidad ecológica de ríos

Ambiente físico

El medio ambiente físico incluye la luz y el calor o radiación solar, la humedad, viento, oxígeno, dióxido de carbono y nutrientes del suelo, el agua y la atmósfera (Maroñas, Marzoratti, Vilches, Legarralde, y Darrigran, 2010).

Bosque de ribera

El bosque de ribera comprende la vegetación que crece en las zonas aledañas al río. Esto es; la vegetación que vive dentro del margen que forma el canal natural fluvial. Una mayor calidad de bosque de ribera se puede aludir a que existe menos intervención antrópica en las zonas aledañas al río (Munné, Prat, Solà, Bonada, y Rieradevall, 2003; Rincón, Merchán, Sparer, Rojas, y Zarate, 2017).

Condiciones de referencia

Son características que presenta un sitio de muestreo en buen estado, por lo que éstas pasan a ser condiciones de referencia para comparar los demás lugares en estudio (Reynoldson, Norris, Resh y Rosenberg, 1997). Puesto que todos los sitios presentan características distintas, se toman sitios en buen estado (sitios de referencia) y se comparan con sitios en mal estado ecológico (Ladrera et al., 2013).

Índices

Los índices de diversidad están compuestos por la riqueza de la comunidad a evaluar, la uniformidad y la abundancia. Califican la presencia y dominancia de la comunidad, individuo, especie, etc. (Pardo et al., 2002; Roldán-Pérez, 2016). El índice de hábitat físico (IHF), por ejemplo, evalúa la diversidad del hábitat de una zona de estudio, calificando la abundancia o variabilidad de elementos que componen una zona (Pardo et al., 2002).

Los índices biológicos son una de las formas de generar información numérica biológica y criterios de evaluación de la contaminación basados en la integridad ecológica (Roldán-Pérez, 2016). Sirven para establecer la calidad del río, mediante un valor que este dado por la valoración de ciertas características (Prat, Ríos, Acosta, y Rieradevall, 2006)

El índice de Shannon contempla la riqueza y un componente de proporción de individuos entre las especies presentes (Maroñas, Marzoratti, Vilches,

Legarralde, y Darrigran, 2010). Es un índice unimétrico de diversidad que utiliza la distribución relativa con respecto al número de organismos. Este índice suele ser incluido en el análisis de índices multímetricos, donde se clasifican a los macroinvertebrados hasta el nivel familia (Prat, Ríos, Acosta, y Rieradevall, 2006).

5. Contaminación de ríos

La contaminación es un cambio en la calidad natural del medio acuático que puede ser ocasionada por factores externos, ya sean químicos, físicos o biológicos (Mackenzie y Cornwell, 2012). Las perturbaciones o contaminación de los sistemas ecológicos causan un daño temporal o permanente en las comunidades biológicas de los ríos (Kiely, 2000, pp. 309). La contaminación de los ecosistemas dulce acuícolas se da generalmente por el incremento de vertidos residuales en los ríos (Varea et al., 1997, pp. 36). Esto proporciona grandes cantidades de materia orgánica y se descomponen en presencia de oxígeno por medio del desarrollo bacteriano (Kiely, 2000, pp. 371). A esto se conoce como la demanda de oxígeno. Cuando los ríos reciben vertidos de efluentes, los cambios químicos se exponen. Los niveles de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y sólidos en suspensión se elevan. De manera que los niveles de amoníaco, nitrato y fosfatos también se elevan con la actividad bacteriana (Kiely, 2000, pp. 373).

La contaminación puede ser clasificada en contaminación puntual o difusa (Mackenzie y Cornwell, 2012). El verter aguas residuales o domésticas a los ríos esta categorizada como un tipo de contaminación puntual, debido a que afecta a una zona puntual. A diferencia de la polución difusa en donde el origen de la contaminación no está definido y por lo tanto encontrar el foco emisor, controlar y estudiar sus interacciones puede ser complicado a nivel de paisaje (Ibáñez, 2012). Estas alteraciones de los recursos hídricos causan cambios en las características físicas, químicas y biológicas naturales del agua (Villamarin et al., 2014). Algunos contaminantes del agua pueden generar cambios en la temperatura, color, sólidos suspendidos, tensión superficial, entre otros. La

mayoría de industrias utilizan el agua como medio refrigerante, por lo que al desecharla en grandes cantidades, cambian la temperatura y el color natural del cauce. Generalmente el aumento de sólidos suspendidos en los ríos se debe a la falta de medios filtrantes en las salidas de agua de desecho. La tensión superficial del agua se ve alterada principalmente por la existencia de agentes tenso activos presentes en compuestos químicos de limpieza (Montané, 2012, pp.166-172).

La contaminación química, a su vez, altera características naturales químicas del agua. El pH, que determina el nivel de acidez o alcalinidad del agua, variará según el pH del agua residual que se deseché al medio acuático. Las actividades industriales generalmente producen aguas residuales alcalinas. También existe contaminación por metales pesados, aumento de sales solubles, desechos de la producción petrolera, industrias en general y principalmente aguas residuales domésticas (Montané, 2012, pp.173-182). A diferencia de la contaminación biológica por crecimiento de hongos, bacterias o virus causantes de enfermedades, presentes en el agua de río, puede ser provocado por la descargas de aguas de residuos en los causes (Elliott, 2003). Estos virus y bacterias, provocan que el agua se convierta en no potable, ya que son patógenos para la salud humana y animal (Leppäkoski, 1977). La eutrofización es un tipo de contaminación biológica, debido al crecimiento excesivo de algas produciendo un desbalance de oxígeno en el ecosistema acuático (Montané, 2012, pp.193-196).

6. Ríos urbanos

Problemas

A nivel mundial los ríos han estado ligados al crecimiento poblacional, es por esto que muchas ciudades del mundo se han establecido en las riberas de los ríos (Smith et al., 2016). El aumento de la urbanización en los paisajes vulnerables, como lo son los ríos, han causado impactos irreversibles sobre la ecología de los mismos, debido al cambio en la cobertura del suelo (Walsh et al., 2005).

América Latina ha sufrido un acelerado crecimiento urbano en los últimos 10 años. Al igual que la población ha crecido, los problemas ambientales se han multiplicado (Vásquez et al, 2000, pp. 101). La contaminación de ríos ha causado muchos problemas en la salud de los latinoamericanos, como enfermedades gastrointestinales (Southgate et al., 1996, pp. 16). Si bien la agricultura ha sido representativa del Ecuador, también es la causante de una gran parte de la contaminación hídrica. El uso de pesticidas o plaguicidas en el crecimiento de los cultivos contamina el agua superficial o subterránea, las cuales, muchas veces son explotadas para agua de consumo en zonas rurales. Pero el exceso de pesticidas y fertilizantes generalmente es llevado a los cuerpos hídricos de zonas urbanas por escorrentía (Montané, 2012, pp. 175-176). En Quito se han establecido, por ejemplo, industrias manufactureras, textiles, alimenticias, las cuales están asociadas con el uso intensivo del agua (Southgate et al., 1996, pp.78). Estas son otra gran carga que soportan los cuerpos de agua ya que el crecimiento urbano e industrial son proporcionales. De igual manera, la contaminación a los cuerpos hídricos aumenta a medida que la industria crece (Southgate et al., 1996, pp.79).

3. METODOLOGÍA

1. Área de estudio

El área de estudio se ubicada en la zona baja de la cuenca del río Guayllabamba, dentro de la Provincia de Pichincha, incluyendo Quito, la capital del Ecuador (Figura 1). Se seleccionaron puntos dentro de las cuencas de los ríos Pita, San Pedro, Machángara y Monjas entre los 2600 y 2800 msnm.

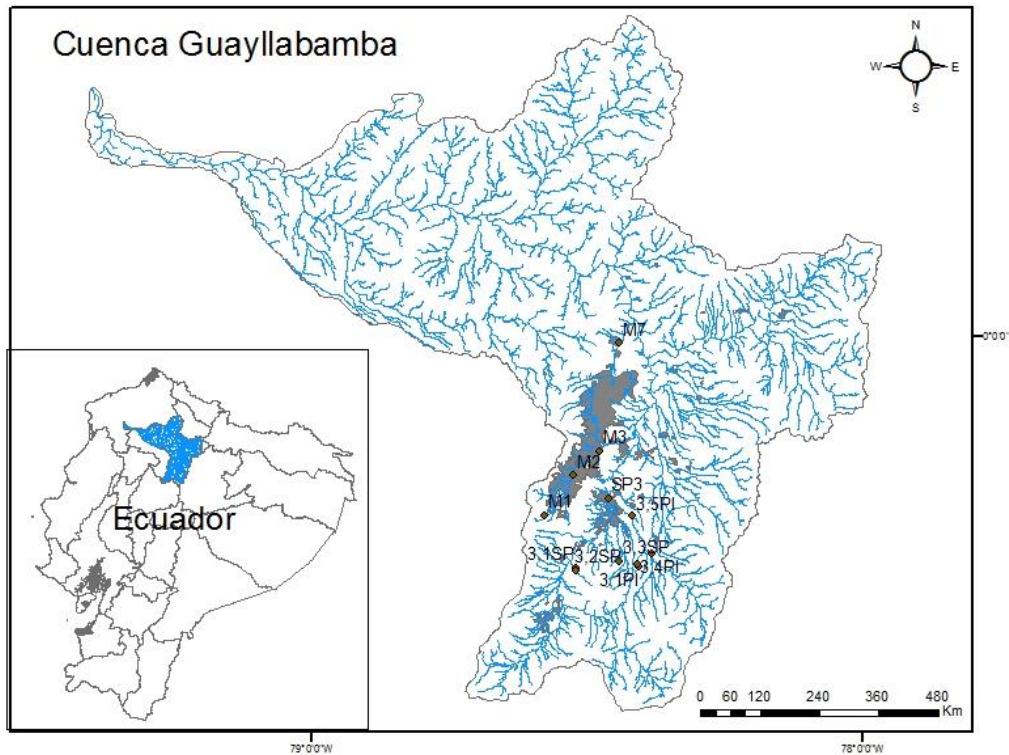


Figura 1. Mapa de la ubicación de los puntos de muestreo dentro de la cuenca Guayllabamba.

Específicamente los 12 puntos seleccionados para el estudio se ubican en ríos de la cuenca que atraviesan el Distrito Metropolitano de Quito (Figura 2). Estos ríos nacen en zonas altas donde el impacto que reciben es menor al de las zonas más urbanas. Por esto se han elegido puntos de referencia y alterados, en base al uso de suelo de sus microcuencas.

2. Muestreos

2.1. Puntos de muestreo

Los puntos de muestreo han sido seleccionados de acuerdo a la altitud y la ubicación en la cuenca. De esta manera se tiene puntos de referencia y alterados dentro o bordeando la mancha urbana del DMQ (Figura 2).

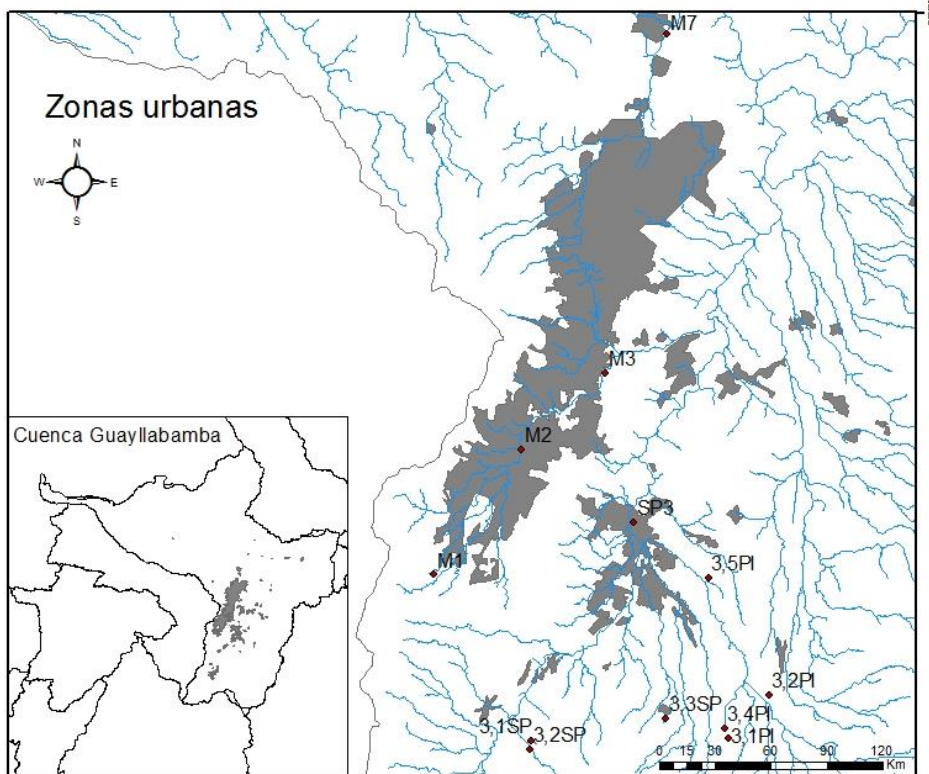


Figura 2. Mapa de los sitios de muestreo dentro y fuera del DMQ.

Los puntos de muestreo han sido categorizados por el porcentaje de uso de suelo mediante imágenes satelitales y cartografía existente. Con la ayuda de la herramienta ArcMap (ArcGIS 10.4.1) se establecieron porcentajes de tipos de uso de suelo en las microcuencas que conforman los puntos de muestreo. Se clasificaron los puntos entre: urbano, agro-ganadero y bosque.

2.2. Muestras de Agua

Se recolectaron muestra de agua de cada punto, realizando la colecta desde la superficie de los ríos para con estas hacer los análisis químicos de los mismos. Para la recolección de las muestras fue necesario utilizar botellas ámbar y frascos de muestreo de plástico, los cuales se llenaron con el agua de la corriente y almacenaron en frío hasta ser transportados al laboratorio (Villamarín, Prat, y Rieradevall, 2014). Las muestras fueron recolectadas aguas arriba de donde se realizaron los muestreos de macroinvertebrados en cada río. Esto para evitar alteraciones en las características físico-químicas del agua, debido al muestreo biológico (Acosta, Rios-Touma, et al., 2009).

La condición importante para los frascos de muestreo es que estén correctamente desinfectados, lavados y etiquetados. De esta manera se aseguró que los frascos pueden almacenar la muestra sin que se alteren las condiciones para cada diferente tipo de análisis.

En laboratorio se evaluó para cada muestra: nitritos (4500-NO₂⁻), nitratos (4500-NO₃⁻), fosfatos (4500-P), amonio (4500-NH₃), sulfatos (4500-SO₄²⁻) y cloruros (4500-Cl), DBO₅, DQO, siguiendo las metodologías descritas en los *Standard Methods* (American Public Health Association, 1992). In situ, se midió: O₂, pH y temperatura, con la sonda de medición *Mettler Toledo*, y la conductividad, para lo que se usa el equipo de medición de YSI Pro-30.

2.3. Muestreo de Macroinvertebrados.

Las técnicas de muestreo empleadas en el proyecto son; muestreo por red surber y con D-net, las metodologías se detallan a continuación.

a. Surber

En los muestreos tipo surber se realizó la toma de las muestras en aguas de poca profundidad, debido a que la corriente de agua influye en la recolección de la muestra. Luego de haber seleccionado el sitio con la profundidad y la velocidad del río correcta, se apuntó con el muestreador a contra corriente y se recogió toda la muestra dentro del área de la red, que es de 0.30cm² (Gutierrez, Forero-Céspedes, y Reinodo-Flórez, 2016). Para de esta manera tener un volumen de muestra en un área conocida.

Se procedió a eliminar de la red las rocas, plantas, hojas u objetos muy grandes, pero primero fueron limpiados de todos los macroinvertebrados que pueden

estar adheridos a ellos. Esto se realizó a mano con ayuda de agua del río, limpiando las rocas mientras se mantiene a estas dentro de la red de las muestras (Paul y Meyer, 2001). Con la muestra lista para ser almacenada, se procedió a extraer toda la muestra de la red y depositarla en una bolsa de plástico con etanol al 95% para preservarla (Hubler, Huff, Edwards, y Pan, 2016).

b. D-net

El muestreo D-net, o también llamado *kick net*, implica tres minutos de patada o barrido del suelo usando la red con un marco en forma de "D", con una malla fina, como colector (Paul y Meyer, 2001). Esta técnica sirve para obtener como resultado una muestra multihábitat del río que permite el cálculo del índice ABI (Ríos-Touma, Acosta, y Prat, 2014). Para este tipo de muestreo se necesitó realizar movimientos, a lo largo y ancho del río, para probar los diferentes hábitats en la corriente; llegando a aguas profundas, lentas, malas hierbas y raíces de los árboles y así garantizar que la muestra sea significativa (Bradley y Ormerod, 2002). La red se ubicó justo debajo de donde se está provocando el movimiento para que los animales sean transportados aguas abajo por la corriente hacia la red (Paul y Meyer, 2001). Una vez que transcurrió el tiempo de muestreo (3 minutos), se recolectó la muestra en la bolsa plástica para transportar y fueron almacenadas en etanol.

2.4. Protocolos de evaluación de la calidad ecológica

Para conocer la calidad ecológica de los ríos en estudio, se realizaron observaciones de campo utilizando la metodología de calidad ecológica de ríos andinos o también llamada CERA (Acosta, Ríos-Touma, et al., 2009). Dentro de la investigación fue necesaria la determinación del estado de la vegetación de ribera y calidad de hábitat fluvial. Para esto, se utilizaron herramientas de análisis de índices llamados; Calidad del Bosque de Ribera (QBR-And) (Acosta, Ríos, Rieradevall, y Prat, 2009) e Índice del Hábitat Fluvial (IHF) (Pardo et al., 2002).

a. Calidad del bosque de ribera

El índice QBR-And o calidad de vegetación de ribera, modificado para las zonas Andinas, se realizó in situ a través de un análisis visual que resulta en el llenado de una hoja de campo con varios ítems que deben ser completados. Para esto, fue necesaria la previa delimitación de la zona ribereña, utilizando indicadores como las terrazas fluviales, la presencia de la vegetación ribereña y que exista evidencia de efectos de inundaciones (Munné et al., 2003). El método descrito por Munné et al. (2003), sugiere un ancho máximo del río de entre 50 y 100 metros, para poder aplicar el índice QBR-And. Para la determinación del índice, la zona se dividió en dos; el canal principal del río y el área ribereña. Dentro del canal principal se determinaron las zonas que permanentemente se encuentran cubiertas de agua y las zonas entre el alcance del agua y el banco. Eso es necesario para determinar correctamente las variables detalladas en la hoja de campo (Anexo 1). Donde, se detalló el tipo de vegetación encontrada en cada zona, por esto es importante la correcta delimitación.

El QBR-And califica la calidad de las riberas con puntuaciones entre 0 y 100. Para llegar a este valor final se realizó la suma de cuatro puntuaciones previas que deben ser calificadas con múltiplos de 5 de entre 0 hasta 25. Los cuatro factores que se calificaron fueron; la vegetación total, la estructura de la vegetación, la calidad de la cubierta de vegetación y las alteraciones en el canal del río (Acosta, Rios-Touma, Rieradevall, y Prat, 2009).

b. Calidad del hábitat fluvial

Esta valoración se realiza por medio de la herramienta del índice IHF, el cual caracterizó el estado ecológico de los cauces de los ríos, evaluando aspectos físicos de los cauces. La heterogeneidad de hábitats, la hidrología y el sustrato disponible varían estos aspectos físicos. Por eso, el análisis se realiza en campo utilizando una hoja de campo (Anexo 2) donde detalla los rangos de valoración y los requisitos necesarios.

El índice se valoró en un rango de 0 a 100, al igual que el QBR-And, este valor es la suma de siete componentes de calificación que contiene el índice. Estos incluyen la cobertura vegetal en el cauce del río, el grado de sedimentación, los elementos de heterogeneidad, la frecuencia de rápidos en el río, y los regímenes de velocidad y profundidad (Pardo et al., 2002).

c. Índice Biótico Andino

El ABI analizó las muestras de macroinvertebrados en función de la contaminación de los ríos. Se basa en puntuaciones de taxones de macroinvertebrados, a nivel de familia, de acuerdo con la tolerancia a la contaminación orgánica que estos presenten (Ríos-Touma et al., 2014). De esta manera al calificar a las taxas encontradas en las muestras, se pudo obtener información del estado ecológico de los ríos en donde fueron muestreados los macroinvertebrados. El índice puntúa las familias más representativas de macroinvertebrados de corrientes andinas por encima de los 2000 metros de altura (Ríos-Touma et al., 2014).

d. Índice Multimétrico de Estado Ecológico de Ríos Altoandinos

El índice IMEERA fue calculado mediante la herramienta CABIRA (Villamarín et al. 2013). El índice evaluó la densidad de las familias de macroinvertebrados, el tipo de vegetación (bosque o páramo) y los hábitats que éstas proporcionan, la contaminación físico-química y las condiciones hidromorfológicas. Esto, por la importancia de la integración de macroinvertebrados acuáticos en los ríos altoandinos y por la presencia o ausencia de la cubierta vegetal en las zonas de ribera que discriminan a las zonas de referencia de las alteradas. El índice fue desarrollado para ser aplicado en ríos de zonas altas Andinas de Perú y Ecuador, ubicadas en altitudes sobre los 2 000 msnm (Villamarín, Rieradevall, Paul, Barbour y Prat, 2012).

e. ECOSTRIAND

El *Ecological Status River Andean* o ECOSTRIAND, es un índice de evaluación rápida de calidad ecológica. Determina la calidad del ecosistema del río. En él se incluyen los valores de las zonas de ribera del río dado por el IHF (índice de hábitat fluvial) y el QBR-And (estado del sistema ribereño) y la composición de la comunidad de macroinvertebrados valorada por el ABI (*Andean Biotic Index*) (Acosta, Rios-Touma, et al., 2009). El índice ECOSTRIAND clasifica los valores desde muy bueno (azul), bueno (verde), regular (amarillo), malo (naranja) y pésimo (rojo), y por colores a sus rangos (Figura 5).

2.5. Análisis estadísticos

Los resultados estadísticos fueron analizados y graficados en STATISTICA (6.0) (StatSoft, 1999). Se aplicó Kruskal Wallis - ANOVA para determinar si existe o no varianza significativa entre los valores físico-químicos de todas las categorías de uso de suelo muestreados en cada punto, donde se tomó a uso de suelo como co-variable. Además todas las variables fisicoquímicas presentan resultados de estadística básica; media, mediana, máximo, mínimo.

De igual manera se han analizado estadísticos no paramétricos, como es la prueba de Kruskal-Wallis, para analizar la varianza de las comunidades de macroinvertebrados en los diferentes puntos de muestreo. También se determinó el porcentaje de similitud en la composición de las familias de macroinvertebrados entre los puntos de muestreo.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Resultados

1.1. Ambiente de los ríos

Para la evaluación de la integridad ecológica de los puntos de muestreo se

utilizaron principalmente los índices: ABI y ECOSTRIAND. De los 12 puntos analizados; 3 han sido valorados como puntos de referencia, los otros 9 se caracterizaron como puntos alterados. Los puntos de referencia tienen calificaciones que van de bueno a muy bueno en los índices analizados. Siendo estos los 3.1PI, 3.2PI y 3.1SP, debido a que cuentan con un ABI mayor a 70 puntos. Los puntos de referencia están ubicados en zonas rurales del Distrito Metropolitano de Quito, alejados de la contaminación por industrias, basura y descargas orgánicas de las grandes urbes. Al contrario, los puntos alterados han sido todos encontrados dentro de zonas urbanas y agrícolas. Estos se encuentran en las zonas bajas del San Pedro, Pita y en el Machángara, donde convergen los vertidos residuales.

Tabla 1

Categorización de las estaciones estudiadas en la cuenca alta de río Guayabamba.

SITIO	ESTACIÓN	USO SUELO	CATEGORÍA	ÁREA DRENAJE
3,1PI	REFERENCIA	RURAL	BOSQUE	15.56
3,2PI	REFERENCIA	RURAL	BOSQUE	16.65
3,4PI	ALTERADO	RURAL	AGROGANADERO	15.56
3,5PI	ALTERADO	URBANO	AGROGANADERO	20.19
3,1SP	REFERENCIA	RURAL	BOSQUE	14.19
3,2SP	ALTERADO	RURAL	AGROGANADERO	14.19
3,3SP	ALTERADO	RURAL	AGROGANADERO	20.03
SP3	ALTERADO	URBANO	URBANO	10.50
M1	ALTERADO	URBANO	URBANO	17.21
M2	ALTERADO	URBANO	URBANO	50.87
M3	ALTERADO	URBANO	URBANO	50.87
M7	ALTERADO	URBANO	URBANO	38.63

Nota: área de drenaje; Km²

Bosque de Ribera

Los valores más bajos en calidad de bosque de ribera, medidos con el índice

QBR-And, se presentan en dos estaciones del río Machángara (M1, M2), las cuales han sido consideradas como estaciones alteradas ubicadas en zonas urbanas del DMQ. Estas están calificadas con un valor de 15/100, principalmente debido a que son zonas con menos del 25% de recubrimiento vegetal en la zona de ribera, y la escasa vegetación existente en su mayoría son plantas introducidas. Además son zonas que tienen un alto grado de modificación y reducción del canal fluvial. Por otro lado, existen estaciones rurales como 3.4PI y 3.2SP, con un QBR-And alto (80-100) con más del 80% de cubierta arbórea y arbustiva, siendo todos árboles autóctonos en la ribera. En zonas altas de los ríos Pita y San Pedro los bosques de ribera se encuentran conservados. Las estaciones 3.1PI, 3.1SP y 3.2SP cuentan con un valor de 100/100, ya que cuentan con zonas de ribera con el 100% de la cubierta vegetal autóctona y no han sufrido modificaciones del canal del río (Anexo 3).

Índice de Hábitat Físico

Las estaciones con un hábitat físico muy bueno son; 3.1PI, 3.2PI Y 3.4PI, y se encuentran en la zona alta del río Pita. Claramente existe una pérdida de calidad del hábitat fluvial en los tramos de los ríos San Pedro y Machángara que atraviesan zonas urbanas. Estos tramos presentaron un índice de hábitat fluvial máximo de 73 y mínimo de 50, a diferencia de los rurales en los que se encontraron valores de hasta 95/100 (Anexo 3).

Características físico-químicas del agua

Color y turbidez

Los valores de color del agua para ríos de zonas urbanas (M1, M2, M3, M7) varían en un promedio de 147.2, a diferencia de las zonas agroganaderas donde el valor promedio es de 36 UPC, y las zonas de bosque con un promedio de 14.7 UPC. Existe una variación significativa entre las categorías de sitios; donde los valores mayores de color y turbidez se encuentran en muestras de zonas

urbanas, seguido de los sitios agroganaderos y por último, con valores más bajos en los ríos de las zonas de bosque (Kruskal-Wallis ANOVA: $H= 7.4769$, $p=0.0238$). En cuanto a la turbidez los valores máximos se han encontrado en los puntos: 3.5PI (50 NTU), M2 (170 NTU), M3 (222 NTU) y M7 (81 NTU). El resto de puntos tienen un promedio de 4,25 NTU, con variación significativa (Kruskal-Wallis ANOVA: $H= 8.5964$, $p=0.0136$).

Mineralización

La conductividad en las zonas de bosque es hasta 4 veces menor que en las zonas urbanas (111.2 – 584 uS/cm). A pesar de que no se encontró mucha diferencia entre las zonas de bosque y agroganaderas (Tabla 2). Con respecto a esta variable, el promedio de zonas rurales (bosque y agroganadero) es de 159.2 uS/cm. Dando así una variación no significativa (Kruskal-Wallis ANOVA: $H= 3.5025$, $p=0.1736$).

Los valores de pH mostraron un promedio de 8.1, aguas ligeramente alcalinas en todas las zonas urbanas y rurales (Figura 3A), es decir, sin existir variación significativa entre las categorías de uso de suelo (Kruskal-Wallis ANOVA: $H= 0.2611$, $p=0.8776$) (Anexo 3 y 4).

Los sulfatos variaron de 22.76 - 64.48 mg/l y los cloruros 7.40-53.5 mg/l (Tabla 2). En ambos, los valores más altos se encontraron en las zonas urbanas. Los sulfatos van de un promedio de 10 mg/l en las zonas agroganaderas, a 15 en las zonas de bosque y cerca de los 40 mg/l en las zonas urbanas (Figura 3E), sin dar variación significativa (Kruskal-Wallis ANOVA: $H= 3.3179$, $p=0.1903$). A diferencia de los cloruros, donde el menor valor fue hallado en las estaciones de bosque, seguido de las estaciones de producción agrícola y ganadera, donde aumentan en un 80%, los mayores valores se encontraron en la zona urbana (Kruskal-Wallis ANOVA: $H= 6.3992$, $p= 0.0414$).

Tabla 2

VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS DE LAS ESTACIONES ESTUDIADAS EN LA CUENCA ALTA DE RÍO GUAYABAMBA (1).

SITIO	COLOR	TURBIDEZ	CONDUCTIVIDAD	pH	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
3,1PI	15	1	197,8	8,52	10,9	5,6
3,2PI	16	1	160,8	8,42	22,8	2,8
3,4PI	17	2	152,2	8,33	10,5	4,7
3,5PI	45	50	212,9	8,43	7,0	18,1
3,1SP	13	1	111,2	7,83	8,6	6,5
3,2SP	28	7	155,6	7,72	11,3	7,4
3,3SP	54	6	124,4	7,88	15,9	0,5
SP3	42	8	417,6	7,72	22,5	16,7
M1	31	8	112,7	8,16	6,9	17,2
M2	270	170	584	8,97	64,5	49,3
M3	251	222	715	8,08	56,1	48,8
M7	142	81	449	7,8	41,7	53,5

Nota: color: UPC, turbidez: NTU, conductividad: uS/cm, sulfatos y cloruros: mg/l

Oxígeno disuelto y temperatura

La saturación de oxígeno tiende a ser baja en zonas urbanas, donde se encontraron valores mínimos de 1.90%, que contrasta con el valor mínimo de las zonas rurales que es de 83.50% (Figura 3B). Por otro lado, se determinaron las diferencias significativas respecto a esta variable entre los puntos de categoría urbano, agroganadero y bosque (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=5.6192$, $p=0.0602$) siendo más alta en ríos de bosque, seguida de ríos de áreas agroganaderas con valores más bajos en ríos de zonas urbanas. A nivel de la disolución de oxígeno, existe una tendencia similar a la saturación. Los valores más altos se encontraron en las zonas de bosque (Media= 8.8), seguidos de las zonas agroganaderas (Media= 7.3) y por último, los valores más bajos en las zonas urbanas (Media= 3.4), (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=7.7076$, $p=0.0212$).

La temperatura en las zonas urbanas es alrededor de 35% mayor que en las zonas rurales. En los sitios agroganaderos y de bosque la media fue de 11-11.8°C (Tabla 3). Los valores de temperatura son más altos en las zonas urbanas, seguido de las zonas agroganaderas y por último las zonas de bosque (Kruskal-Wallis ANOVA: $H= 4.8294$, $p=0.0894$)

Nutrientes

Los valores de nitratos aumentan en un 25% de la zona de bosque a las estaciones agroganaderas, pero duplican los valores en las zonas urbanas (Figura 3C). Las diferencias significativas para esta variable han sido más altas en las zonas urbanas, seguida de las zonas agroganaderas y por último las zonas de bosque (Kruskal-Wallis ANOVA: $H= 5.8038$, $p=0.0549$).

Los fosfatos en las estaciones urbanas variaron de entre 0.52-36.70 mg/l, a diferencia de las estaciones rurales donde los valores oscilaban entre 0.17-0.94 mg/l. Los valores de fosfatos aumentan, en promedio, en 29 mg/l en las zonas urbanas, sin existir diferencias significativas (Kruskal-Wallis ANOVA: $H= 4.8294$, $p=0.0894$).

Tabla 3

Variables fisicoquímicas de las estaciones estudiadas en la cuenca alta de río Guayabamba (2).

SITIO	OX (%)	OX(ppm)	T°	NO ₂ -	NO ₃ -	PO ₄ ₃ -	NH ₄	DBO ₅	DQO
3,1PI	88,80	9,38	12,90	0,005	1,64	0,90	0,05	0,00	9,80
3,2PI	95,20	10,13	12,70	0,007	1,83	0,78	0,04	0,00	15,10
3,4PI	106,30	8,53	10,30	0,006	2,26	0,93	0,04	1,00	14,50
3,5PI	57,90	6,01	13,30	0,010	2,56	0,83	0,06	2,00	13,90
3,1SP	83,50	6,89	8,20	0,004	1,14	0,23	0,18	1,00	16,90
3,2SP	92,20	7,34	9,70	0,008	0,80	0,16	0,18	1,00	6,90
3,3SP	102,00	7,51	13,30	0,022	2,35	0,41	0,11	1,00	17,50
SP3	40,30	2,66	19,60	0,124	2,71	0,35	0,49	17,00	26,90
M1	88,70	6,77	10,60	0,038	1,83	0,52	0,16	7,00	13,40
M2	1,90	0,13	17,40	0,547	7,36	27,52	0,14	68,00	37,30
M3	58,90	4,08	18,30	0,293	6,23	26,53	5,84	180,00	87,50
M7	52,90	3,61	19,90	0,353	4,48	36,70	1,71	74,00	27,90

Nota: variables químicas medidas en mg/l.

DBO₅ y DQO

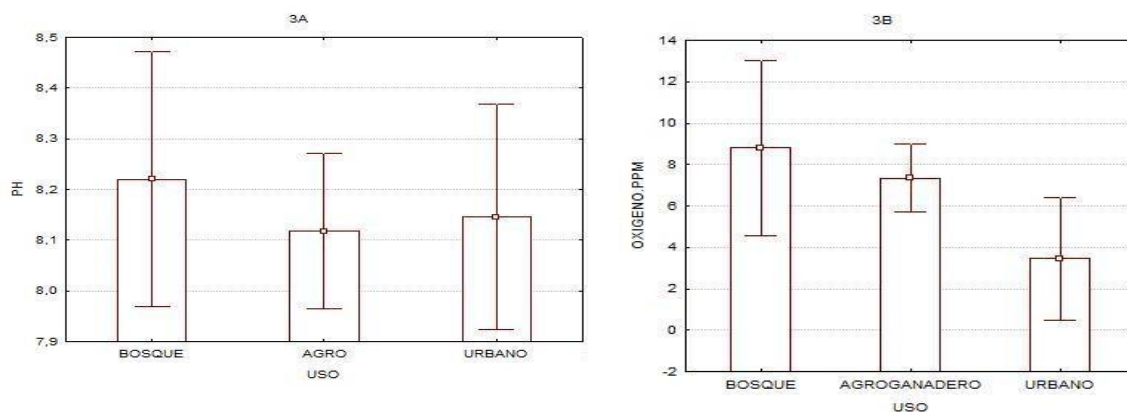
El DBO analizado a los 5 días presentó valores máximos de 1 mgO₂/l en zonas rurales (agroganadero y de bosque) y 180 mgO₂/l en las zonas urbanas (Tabla 3). Por lo tanto, los valores de DQO en las zonas urbanas (máx.= 87,50 mgO₂/l) también fueron más altos que en las zonas rurales (máx.=17,50 mgO₂/l). Donde

no se encontraron variaciones significativas en zonas rurales y urbanas ($p=0.0093$ y $p=0.0704$, respectivamente).

Nitritos y Amonio

En cuanto a los nitritos, se encontraron niveles altos de concentración en las zonas urbanas. Los nitritos en las zonas urbanas son 250 veces mayor que en los sitios agroganaderos y de bosque (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=8.1217$, $p=0.0172$).

Los datos de amonio mostraron valores de hasta 0.182 mg/l en los puntos rurales y 5.835 mg/l en las zonas urbanas (Figura 3D). A pesar de que no existe diferencia significativa para esta variable, el valor es significativo, en las zonas urbanas, son mayores que las agroganaderas y las zonas de bosque (Kruskal-Wallis ANOVA: $H=6.3371$, $p=0.0421$).



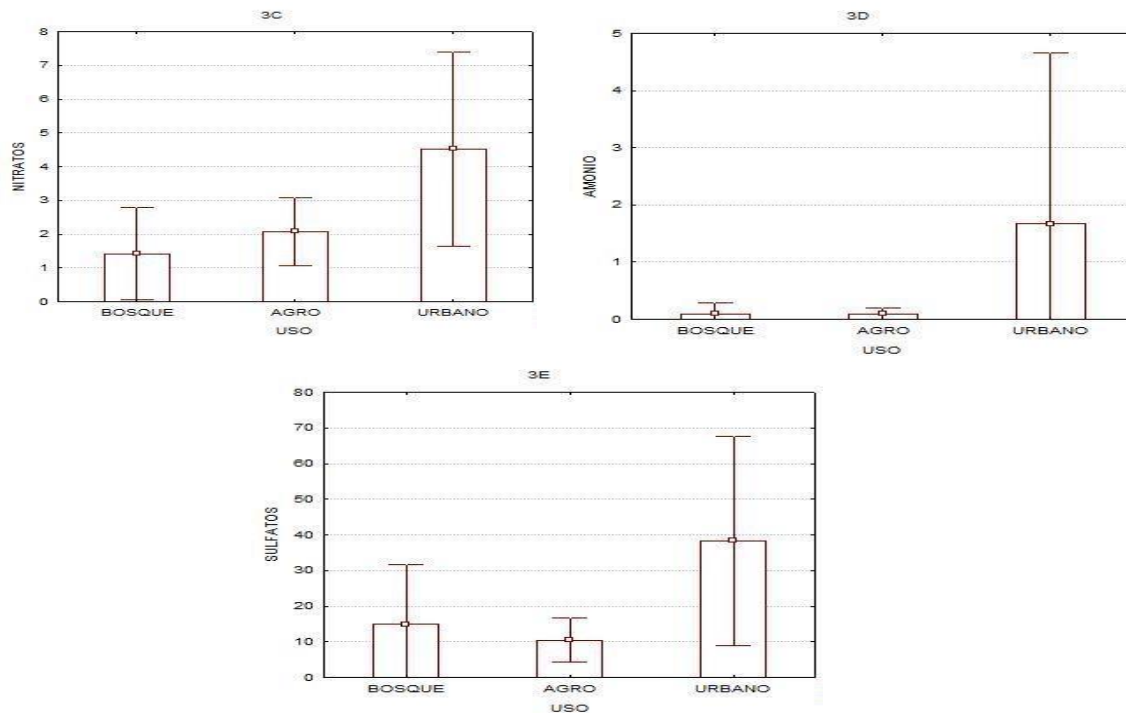


Figura 3. Diagrama de cajas para las características fisicoquímicas en todas las categorías de usos de suelo de los puntos estudiados en el DQM. 3A: pH, 3B: oxígeno (ppm), 3C: nitratos, 3D: amonio, 3E: sulfatos.

1.2. La biota de los ríos

Riqueza, abundancia y diversidad de macroinvertebrados

Los mayores valores promedio de número de familias se encontraron en las estaciones de referencia, siendo la 3.2PI la estación con mayor número de familias, con un total de 23 (Anexo 4). Entre estas, algunas familias presentaron abundancias mayores a 600 individuos. Es evidente la disminución de la población de macroinvertebrados a medida que el sitio presenta más alteraciones. En los sitios categorizados como bosque existen entre mil y 6mil organismos. A diferencia de los sitios que son usados para ganadería o agricultura, en los que el valor se reduce a 400 o 600 macroinvertebrados. Mientras que en las zonas urbanas se encontraron índices de abundancia de 200 o 300 organismos por sitio (Figura 3A, Anexo 4). Los bosques tienen un promedio de 18 familias diferentes, los sitios con agricultura o ganadería llegan a un promedio de 9 familias, mientras que los sitios urbanos tienen 3 familias en

promedio (Figura 3B).

La diversidad de familias de macroinvertebrados va disminuyendo en sitios con uso de suelo agroganadero en comparación con los de bosque, y aún más en los sitios urbanos. Además, en los sitios categorizados como bosque (sitios de referencia) el número de especies igualmente comunes (N1) se encuentra entre 4.39 – 4.85, a diferencia de los sitios alterados por la urbanización donde no se supera el 2.54 (Figura 3C).

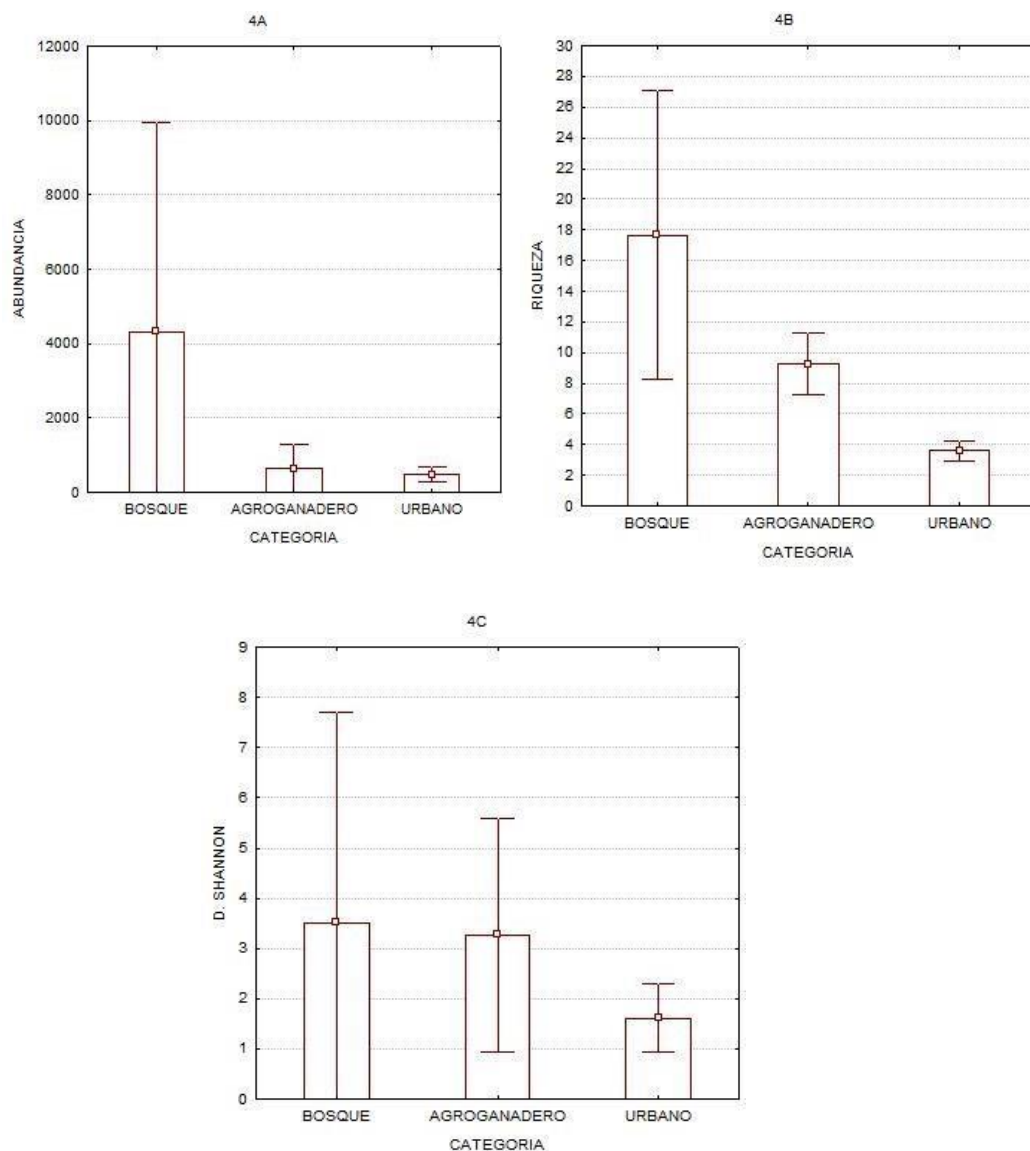


Figura 4. Diagrama de cajas para abundancia (3A), riqueza (3B) y diversidad de Shannon como número de especies igualmente comunes (3C) de macroinvertebrados por categoría de sitio de los puntos estudiados en el DMQ.

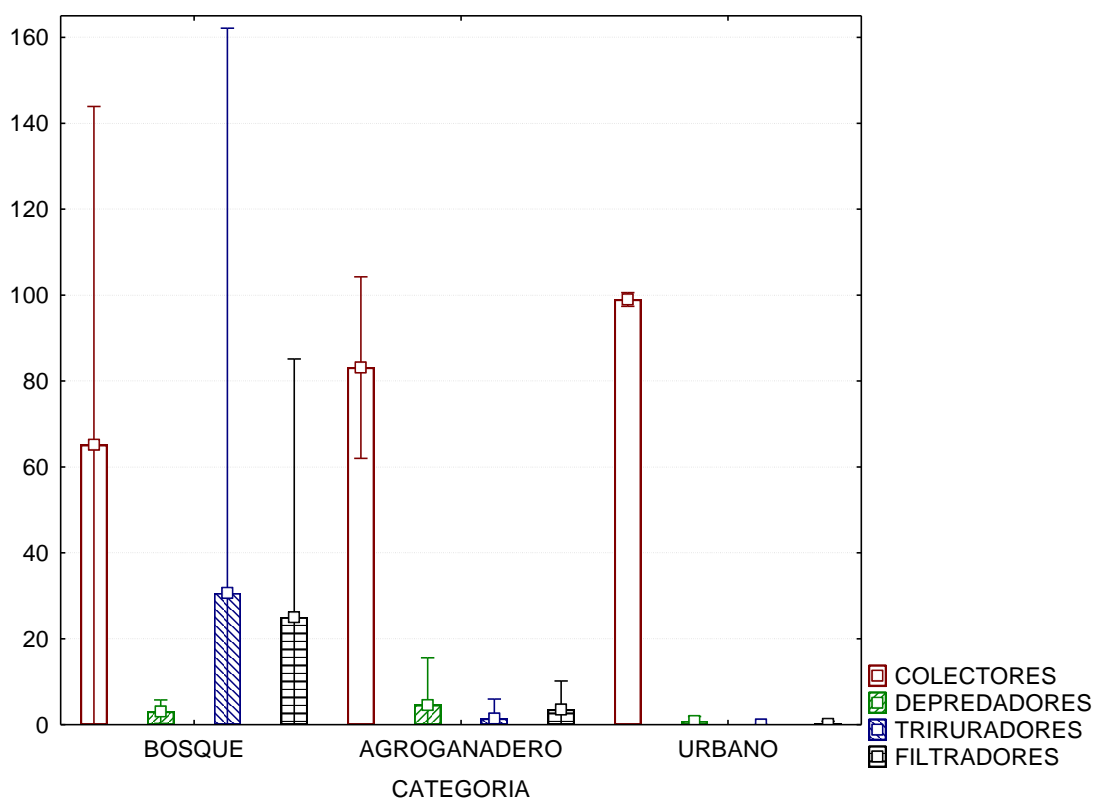


Figura 5. Diagrama de cajas de los grupos funcionales de macroinvertebrados en la cuenca alta del río Guayllabamba clasificados según el uso de suelo en los puntos estudiados.

En cuanto a la diversidad por grupos funcionales, los colectores abundan en casi todos los sitios de muestreo. Los organismos depredadores se reducen numerosamente en sitios muy contaminados. En el Machángara, por ejemplo, en los puntos M1 y M2, no se encontraron depredadores. En cuanto a los organismos trituradores, solo dos puntos (3.2PI y 3.3SP) tenían un pequeño porcentaje de estos, lo que significa que son los organismos que más disminuyen. En el punto 3.1SP, el 91.77% de sus organismos eran trituradores, mientras que en el resto de sitios el porcentaje de trituradores fue 0. En los puntos urbanos no se registraron organismos filtradores, raspadores, que trepan por el sustrato o que se fijan al sustrato, mientras que en los sitios rurales los porcentajes variaron entre 1-48%, 1-4%, 1-51% y 1-52%, respectivamente (Figura 5).

Con respecto a las familias encontradas en cada sitio, el río Pita y San Pedro presentan mucha similitud (Figura 6). En estos se pueden encontrar: Baetidae (Ephemeroptera), Empididae (Díptera), Elmidae (Coleóptera), Simuliidae (Díptera), Hydroptilidae (Trichoptera), Glossosomatidae (Trichoptera), Ceratopogonidae (Díptera), entre otras. Como se esperaba, en el río Machángara, desde M1 a M3, solo se han encontrado 4 variedades de familias en todas las estaciones. Dentro de ellas están presentes las siguientes; Chironomidae, Oligochaeta, Muscidae, Ceratopogonidae. Ejemplares de Blepharoceridae (Díptera), y otras familias poco tolerantes a la contaminación, solo se encontraron en ríos de bosque y agroganadero.

Se encontró que existe similitud entre la composición de las comunidades de ríos según el uso de suelo, encontrándose dos grupos: uno de ríos urbanos (similitud de 42%) y otro que contiene a ríos agroganaderos y de bosque (similitud de 42%). Los puntos de bosque 3.1PI y 3.2PI se diferencian de este último grupo con una similitud del 62% (Figura. 6).

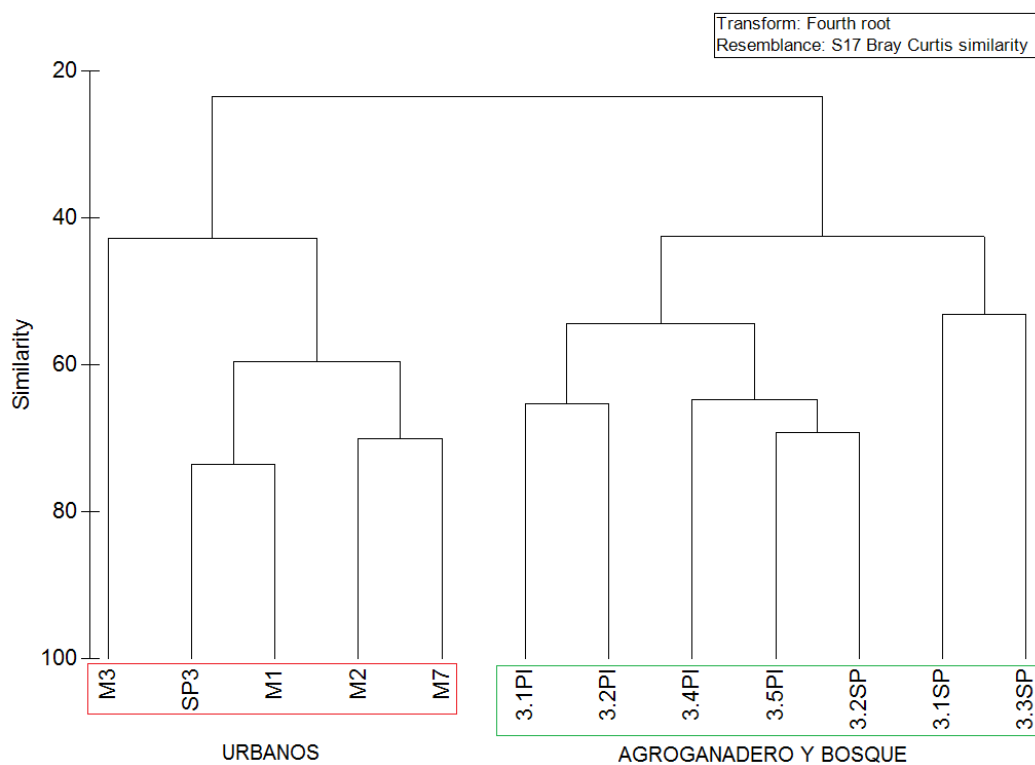


Figura 6. Agrupamiento de puntos estudiados en el DMQ, según la similitud de

la composición de la comunidad de macroinvertebrados. Los puntos encerrados en rojo son puntos urbanos, mientras que los encerrados en verde son puntos agroganaderos y de bosque.

Con la misma herramienta se analizó la composición de la comunidad, donde también se ha utilizado la similaridad de Bray Curtis como base (Figura 7), en un análisis multidimensional asimétrico. Con un estrés de 0.07, las comunidades se han agrupado por similitud de entre 40% y 50%. También han sido clasificados y simbolizados a los puntos urbanos, agroganaderos y de bosque.

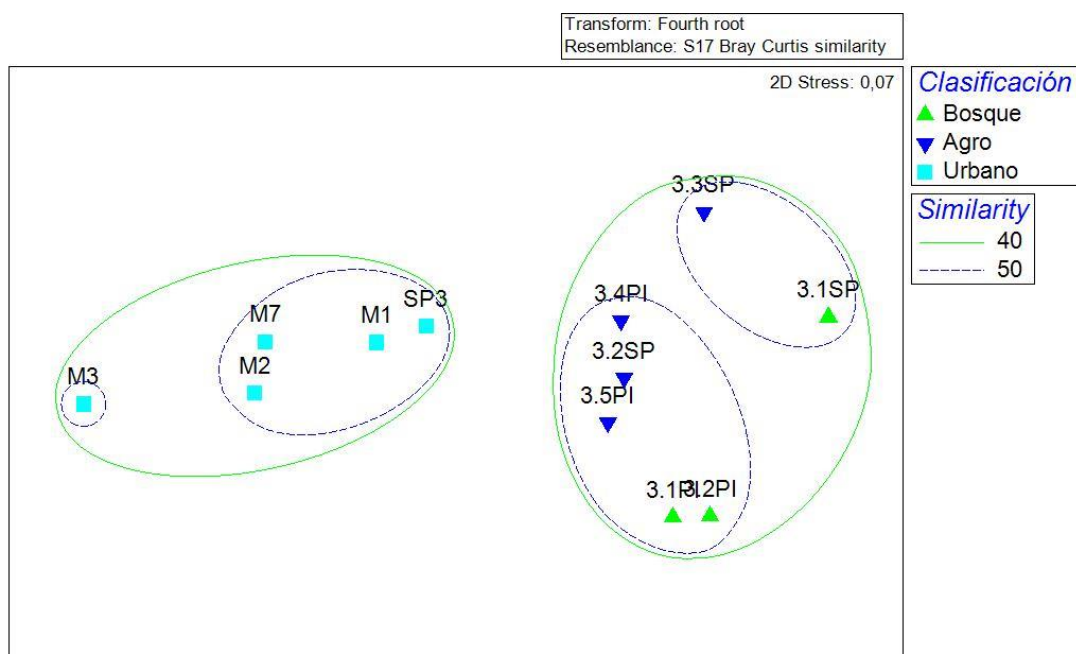


Figura 7. Análisis multidimensional asimétrico de composición de la comunidad de macroinvertebrados en las estaciones de muestreo en el Distrito Metropolitano de Quito.

1.2. Calidad Ecológica de los ríos

En cuanto al *Andean Biotic Index (ABI)*, los sitios rurales presentaron un valor máximo de 105, siendo el mismo un sitio clasificado como referencia (3.2PI). Además, se encontró un valor mínimo de 55, el cual llevó a esta estación (3.3SP)

a ser categorizada como alterada. En cuanto a las zonas urbanas se registraron valores entre 6-51 puntos. Este último valor pertenece a la estación 3.5PI, la cual, a pesar de tener un ABI bueno, no tuvo el QBR-And suficiente para considerarse como de referencia. Es evidente ver que los peores valores de ABI se encuentran en el río Machángara, ya que recorre las zonas urbanas del DMQ y recibe descargas directas.

El valor más alto de IMEERA se encontró en el 3.1PI (Anexo 3), el cual es una estación de referencia en una zona rural. En las zonas urbanas del Machángara (M1, M2, M7) los valores de calidad ecológica fueron cero.

ECOSTRIAND

Se evidencia que todas las estaciones en zonas urbanas son calificadas como pésimo (Tabla 4), principalmente debido a la poca diversidad de familias de macroinvertebrados y a la baja calidad del bosque ribereño. Solo las estaciones calificadas con muy bueno y bueno son las estaciones de referencia.

Tabla 4

Calidad ecológica de las estaciones de muestreo

SITIO	IHF	ABI	QBR	IMEERA	ECOSTRIAND	ECOSTRIAND
3,1PI	95	93	100	118	4	BUENO
3,2PI	90	105	95	90	5	MUY BUENO
3,4PI	90	37	80	29	3	REGULAR
3,5PI	73	51	25	50	1	PÉSIMO
3,1SP	82	70	100	45	4	BUENO
3,2SP	82	46	100	75	3	REGULAR
3,3SP	56	55	55	53	2	MALO
SP3	54	10	20	1	1	PÉSIMO
M1	61	6	15	0	1	PÉSIMO
M2	51	8	15	0	1	PÉSIMO
M3	67	16	45	7	1	PÉSIMO

M7	50	7	25	0	1	PÉSIMO
----	----	---	----	---	---	--------

Adaptado de (Acosta, Rios-Touma, Rieradevall, y Prat, 2009).

Las diferencias entre los puntos de referencia y los puntos alterados ponen en evidencia la baja calidad ecológica de los ríos urbanos del Distrito Metropolitano de Quito (Tabla 4).

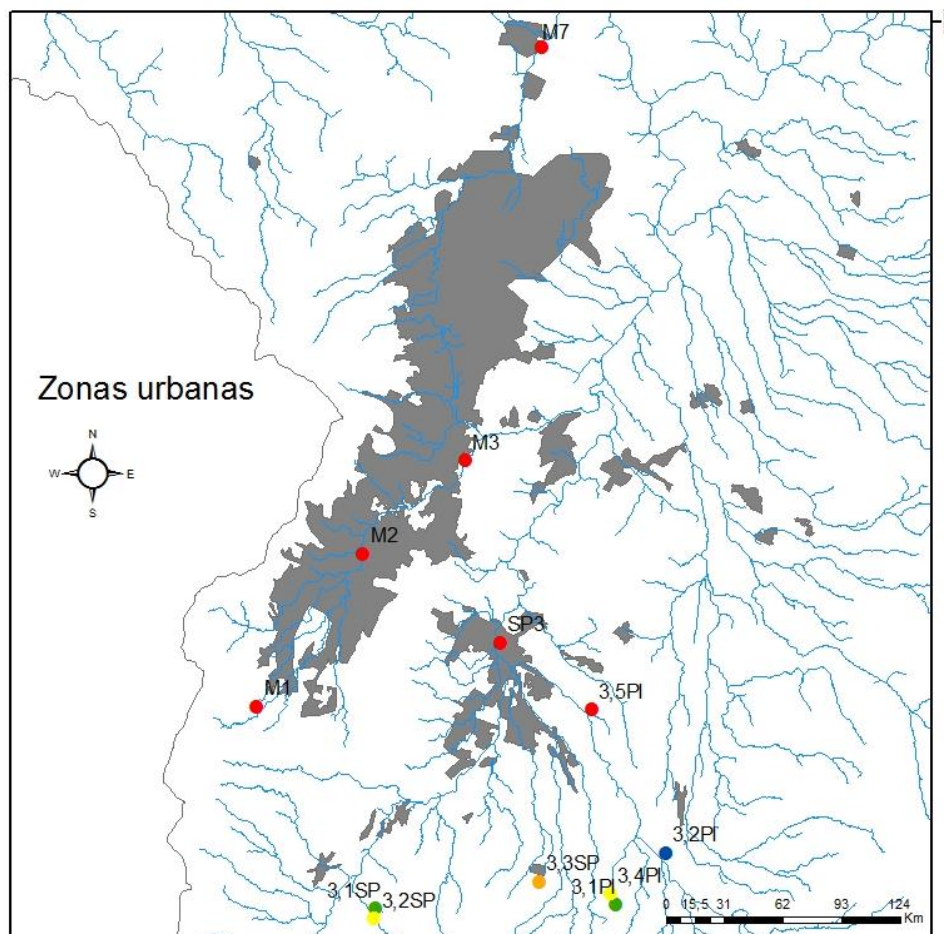


Figura 8. Mapa de los puntos de muestreo de los ríos del Distrito Metropolitano de Quito, DMQ, categorizados por su calidad ecológica según el índice ECOSTRIAND. Azul: muy bueno, verde: bueno, amarillo: regular, naranja: malo, rojo: pésimo.

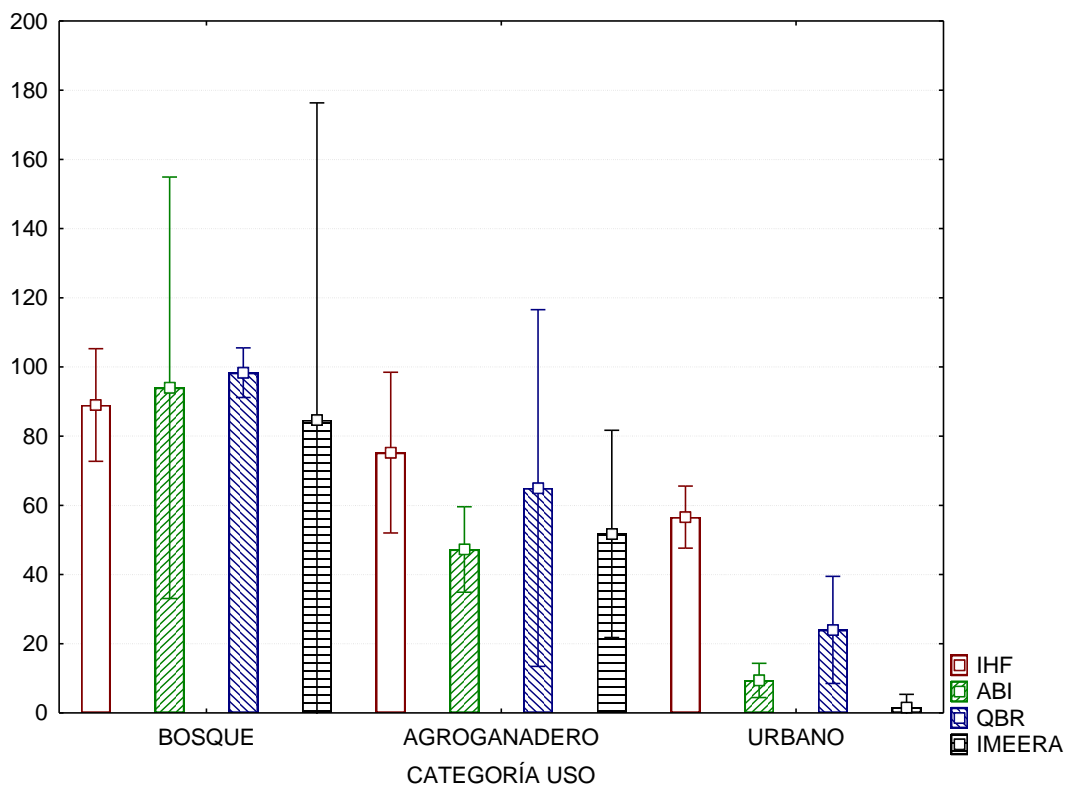


Figura 9. Diagrama de cajas para índices ABI, IHF, QBR-And e IMEERA de los ríos estudiado en las diferentes categorías de uso de suelo en el Distrito Metropolitano de Quito.

Utilizando al índice ECOSTRIAND y al área de drenaje de cada sitio de muestreo se ha corroborado la clasificación de las estaciones por categorías por medio de un análisis de covarianza. En el análisis se usó al área de drenaje como covariable y se determinó que no existe un efecto de esta variable en la calidad ecológica, pero el uso de suelo sí estaría explicando la variación en la calidad ecológica (Figura 10) con pérdidas significativas de calidad en sitios agroganaderos y urbanos.

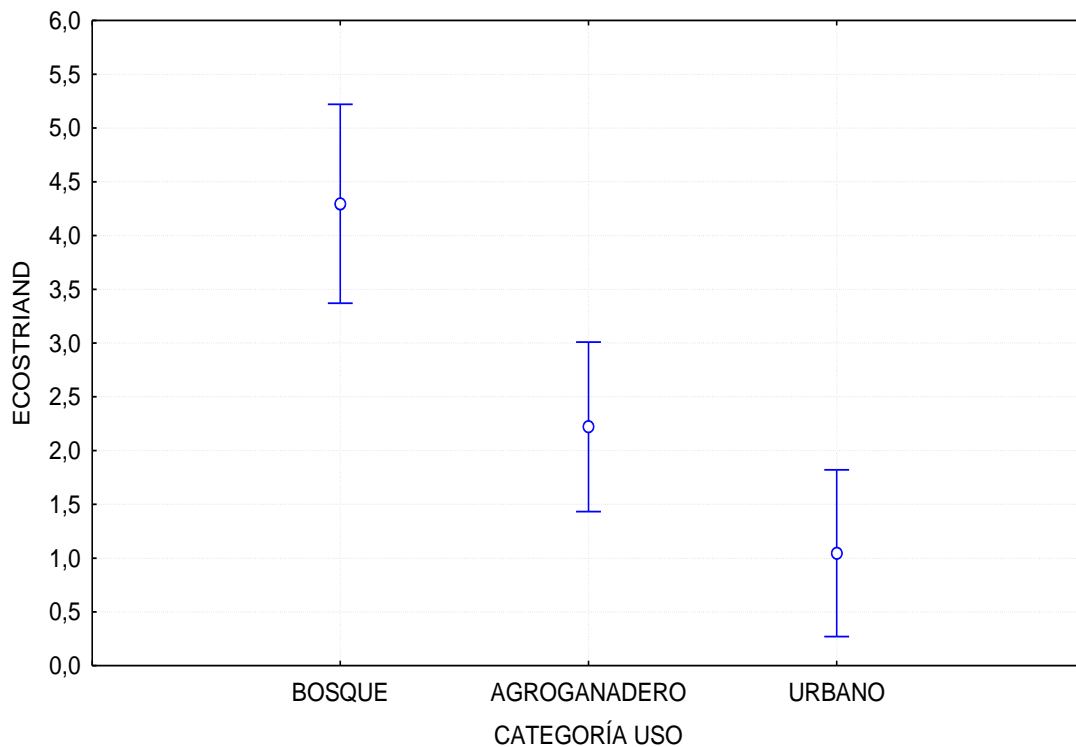


Figura 10. Diagrama de ANCOVA de la calidad ecológica de los ríos estudiados en el DMQ, con el área de drenaje como covariable.

2. Discusión

Ecuador es uno de países Andinos con mayor crecimiento poblacional en América Latina, seguido de Bolivia con un crecimiento de 1,5% anual y Venezuela con 1,3% (Banco Mundial, 2016). El crecimiento poblacional en los últimos años, de la mano con el aumento de los residuos sólidos y las descargas líquidas a los ríos, se atribuyen como principal causante de la contaminación y disminución de la calidad fluvial. En el censo de 2001 se registró una población de 1 839 853 personas, en el DMQ. Aumentando en 399 338 personas para el censo del 2010, resultado así 2 239 191 personas (INEC, 2010). Lo que nos ayuda a deducir un posible crecimiento poblacional de alrededor de 576 822 personas dentro del periodo de los 13 años (2004-2017) en el que se ha realizado el monitoreo (Anexo 7).

El principal cambio registrado en estos años, es la pérdida de categoría de los puntos de muestreo. Existen tres puntos (3.4PI, 3.2SP, 3.3SP) que en el estudio de 2004 fueron clasificadas como puntos de referencia y con esta investigación

han pasado a ser categorizados como estaciones alteradas, ya que se encuentran en zonas rurales agroganaderas (Anexo 3, Acosta et al., 2009). En 2004 éstas eran puntos de referencia debido a que estaban valoradas con un ABI de 96, 93 y 121 puntos respectivamente, y un ECOSTRAND de entre muy bueno y bueno (Acosta et al., 2009). Esta investigación determinó una disminución de valores de ABI (37, 46 y 55) que es el principal factor del cambio de categorización de estos sitios.

En los sitios urbanos las principales diferencias a nivel de las características fisicoquímicas se dieron en el aumento de temperatura, color, turbidez, conductividad, nitritos, nitratos, amonio, fosfatos, sulfatos (Tabla 2, Tabla 3). Esto se puede atribuir a la contaminación orgánica, principalmente, por descargas de aguas residuales, las cuales son receptadas en el Machángara (M1, M2, M3) y Monjas (M7). A esto se suma la disminución de la cantidad de oxígeno disponible en el agua, en ríos urbanos y agroganaderos. La acumulación de contaminantes (nitritos, fosfatos) que generan eutrofización y limitan las concentraciones de oxígeno disponible es cada vez más frecuente, reduciendo así también la diversidad de macroinvertebrados (Rubén Ladrera, 2012).

El análisis de los índices biológicos reflejan disminución de la calidad biológica (Figura 9, Tabla 4), donde las calificaciones más bajas están en los puntos de muestreo de ríos urbanos; la abundancia, riqueza y diversidad de macroinvertebrados es menor que en resto de muestras. A pesar de que el índice de calidad de la ribera ratifica el mal estado ecológico de estos tramos de los ríos urbanos (Machángara y Monjas), el índice de hábitat físico no refleja esto. Significando que los principales impactos son en la calidad del agua y el uso de suelo adyacente al canal de los ríos.

En cuanto a la variabilidad del índice de hábitat fluvial (IHF) versus el biológico y el de calidad de ribera, se aluden las bajas valoraciones de IHF a la poca vegetación ribereña que no ofrece la suficiente sombra al cauce y a la baja presencia de elementos de heterogeneidad. A pesar de esto, los valores más altos entre índices han sido los de IHF, ya que los índices ecológicos y bióticos presentan valores muy bajos, especialmente en puntos urbanos. Esta realidad

se puede deber a prácticas agrícolas y ganaderas, a los asentamientos ilegales de poblaciones y a las descargas de aguas residuales sin previo tratamiento (da Cruz e Sousa y Rios-Touma, 2017). En este escenario es evidente que es una prioridad dar tratamiento de aguas residuales a nivel territorial y ciertas plantas de tratamiento puntuales no solucionarían este problema a nivel de todo el territorio del DMQ. Los niveles existentes de parámetros que no cumplen valores adecuados en la normativa para aguas de recreación en sitios urbanos, demuestran la prioridad que debe darse a mejorar la calidad del agua. Por ejemplo, el oxígeno disuelto en el Machángara se han registrado en concentraciones de hasta 1%, faltando un 79% para cumplir la normativa de aguas de uso recreativo (TULSMA, 2015).

El índice biológico ABI muestra una respuesta clara a las alteraciones ambientales encontradas a nivel de los parámetros de la normativa, mostrando además una clara pérdida de la biodiversidad. Esta misma situación ha sido descrita en otros países andinos como Colombia y Perú (Gutierrez et al., 2016; Ocampo, Vélez, Giraldo, y Sánchez, 2014; Villamarin et al., 2014), donde los estudios encuentran una disminución en la diversidad de familias macroinvertebrados acuáticos que se atribuyen a la urbanización y a la agricultura. En áreas como el DMQ, la biodiversidad acuática es altamente desconocida y en los pocos remanentes conservados se siguen descubriendo especies de macroinvertebrados acuáticos muy sensibles a los cambios ambientales (Holzenthall y Ríos-Touma, 2012; Holzenthall, Rios-Touma, Razuri, 2017).

Un aspecto menos alarmante de la realidad de los ecosistemas de ríos de Quito es el hecho de que la calidad de hábitat fluvial (IHF) no presente valores extremos (Tabla 4). Esto representa una ventaja ya que la restauración de hábitat fluvial puede ser muy costosa (Ríos-Touma, Prescott, Axtell, Kondolf, 2014). Así, la prioridad clara es el tratamiento de aguas residuales y la protección de los hábitats de ribera. Por otra parte, es importante la planificación de las ciudades teniendo en cuenta la naturaleza del suelo para de esta manera potenciar su uso y disminuir el impacto por el cambio de funcionalidad que sustentan los servicios ecosistémicos que brindan los ríos (da Cruz e Sousa y Rios-Touma, 2017).

Los ríos urbanos son importantes remanentes de áreas verdes en todas las ciudades del mundo pero especialmente en ciudades con geografías tan complicadas como el Distrito Metropolitano de Quito en donde la geografía ha impedido la urbanización en sus quebradas. Además, tras la resolución C 350 (Municipio del DMQ, 2012), Quito crea un marco legal para la protección y restauración de las mismas. En muchos lugares de la ciudad es además la única posibilidad de espacios verdes que tienen los barrios, tomando especial relevancia para los moradores y su calidad de vida (Oleas et al., 2016). Esto hace que la vinculación de la sociedad a la protección de los ríos, tan importantes cultural como ecológicamente, sea un tema prioritario para el manejo de las quebradas de la ciudad (da Cruz e Sousa y Rios-Touma, 2017; Smith et al., 2016).

El manejo de cuencas en áreas complejas, altamente biodiversas en donde las actividades humanas basan su crecimiento en los recursos hídricos y que cuenta con múltiples estresores que determinan la calidad de los ríos, crea desafíos para su gobernanza. Crear programas de restauración y protección de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que los ríos andinos proveen con bases en monitoreo bien diseñado y a largo plazo es de vital importancia en el contexto actual de la ciudad (Ríos-Touma et al., 2014). Además de la constante presión que causa el cambio climático sobre los ecosistemas fluviales andinos, incrementa la importancia y la complejidad de planes de gestión adecuados (da Cruz e Sousa y Rios-Touma, 2017). En este estudio, por ejemplo, se ha evidenciado las diferencias en temperatura cuando hay degradación de la vegetación de las zonas de ribera, siendo esto una realidad para otros sitios en el mundo (Jacobsen, 2009; Paul y Meyer, 2001; Tovar, Comer, Ferreira y Dyson 2015; Vörösmarty et al., 2010; da Cruz e Sousa y Rios-Touma, 2017).

5. CONCLUSIONES

La calidad ecológica, y principalmente la diversidad acuática de la cuenca del río Guayllabamba, se está viendo afectada por el cambio de uso del suelo. Inicialmente en la investigación se proponían 6 puntos de muestreo de referencia y 6 puntos alterados, en base al monitoreo del 2004. En este estudio se llegó a concluir que solo 3 de los 6 puntos de referencia aún pueden seguir siendo categorizados como tal. Esto debido a la pérdida de biodiversidad y calidad ecológica que se ha encontrado en estos puntos y que no permite que sean clasificados como de referencia. El crecimiento poblacional ha aumentado el impacto negativo en el recurso hídrico y ha cambiado la categorización de estos puntos.

Con los valores de los análisis fisicoquímicos y ecológicos se puede concluir que los puntos agroganaderos, a pesar de no ser puntos de referencia, no se encuentran en mal estado de conservación, a diferencia de todos los urbanos. Y a su vez, los datos biológicos de los puntos de referencia indican que solo las zonas con abundancias mayores a 15 familias en las muestras han sido clasificadas como puntos de referencia.

Además en este estudio se concluye que existe la necesidad de monitorear y aplicar planes de restauración en los ríos de zonas urbanas que son los más afectados por la contaminación antrópica. Ya que estos puntos en las zonas urbanas son los últimos remanentes verdes dentro de la ciudad y son considerados zonas de recreación para las comunidades aledañas a ellos. Para de esta manera potenciar su uso y mejorar la calidad de vida de los habitantes, garantizando la recuperación de la biodiversidad originaria de las quebradas de la ciudad de Quito.

REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., y Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. Recuperado el 02 de Agosto de 2017 de: <https://doi.org/10.1042/BJ20130013>
- American Public Health Association. (1992). *APHA Method 2120: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Estados Unidos de América.
- Banco Mundial. (2016). Crecimiento de la población (% anual). Recuperado el 23 de Septiembre de 2017 de: <https://datos.bancomundial.org>
- Barnes R., Mann K. (1992). *Fundamentals of Aquatic Ecology, 2nd Edition*.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B. (2006). *Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches*. Recuperado el 07 de Septiembre de 2017 de: <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- Bradley, D., y Ormerod, S. (2002). *Evaluating the precision of kick-sampling in upland streams for assessments of long-term change: The effects of sampling effort, habitat and rarity*.
- Bott, R. (2014). Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA-S). Recuperado el 02 de Octubre de 2018 de: <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Cengiz, B. (2013). Urban River Landscapes. *Advances in Landscape Architecture*. Recuperado el 26 de Agosto de 2017 de: <https://doi.org/DOI 10.5772/56156>
- Chang, F. H., Lawrence, J. E., Rios-Touma, B., y Resh, V. H. (2014). *Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: Assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide*.
- Chow V., Maidment D., Mays L., (1994). Hidrología aplicada. Texas, Estados Unidos de América. Recuperado el 09 de Septiembre de 2017 de: <https://es.scribd.com/doc/157120498/Hidrologia-Aplicada-Ven-Te-Chow>
- da Cruz e Sousa, R., y Rios-Touma, B. (2017). *Stream restoration in Andean*

cities: learning from contrasting restoration approaches.

- Dignman S. (2015). *Physical hydrolog*. 3° ed. Recuperado el 07 de Octubre de 2017 de: De: https://books.google.com.ec/books/about/Physical_Hydrology.html?id=rUUaBgAAQBAJ&redir_esc=y
- Elliott M. (2003). *Biological pollutants and biological pollution- an increasing cause for concern*. Hull. UK.
- Everall, N. C., Johnson, M. F., Wood, P., Farmer, A., Wilby, R. L., y Measham, N. (2017). *Comparability of macroinvertebrate biomonitoring indices of river health derived from semi-quantitative and quantitative methodologies*. Recuperado el: 26 de Octubre de 2017 de: De: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.040>
- García M., Parra D., Mena P., (2014). *El país de la biodiversidad: Ecuador*. Quito, Ecuador.
- Gaston, K., Spicer, J. (2007). *Biodiversidad. Introducción*. 2da Edición. Zaragoza, España.
- González, M., y Jalón, D. G. De. (2007). *Restauración de los ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos*. Madrid, España.
- Gutierrez, C., Forero-Céspedes, A., y Reinodo-Flórez, G. (2016). *Composición y estructura de la familia Baetidae (Insecta : Ephemeroptera) en una cuenca andina colombiana* Composición y estructura de la familia Baetidae.
- Hanson, P., Springer, M., y Ramirez, A. (2010). *Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos*. Costa Rica.
- Hernández, J. L., Guzmán-Soto, C., & Tamaris, C. E. (2016). *Macroinvertebrados acuáticos de la ciénaga de Sahaya y en tres de sus afluentes*. Cesar, Colombia.
- Holzenthal R., Ríos-Touma B. (2012). *Contulma paluguillensis (Trichoptera: Anomalopsychidae), a new caddisfly from the high Andes of Ecuador, and its natural history*
- Holzenthal R., Ríos-Touma B., Razuri L. (2017). *New species of the endemic Neotropical caddisfly genus Contulma from the Andes of Ecuador*

(Trichoptera: Anomalopsychidae).

- Hubler, S., Huff, D. D., Edwards, P., y Pan, Y. (2016). *The Biological Sediment Tolerance Index: Assessing fine sediments conditions in Oregon streams using macroinvertebrates*. Recuperado el 13 de Noviembre de 2017 de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.009>
- Ibañez, G. (2012). "Elaboración de un plan de manejo ambiental para la conservación de la sub cuenca del río San Pablo en el Cantón La Maná, Provincia de Cotopaxi" Latacunga, Ecuador.
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censo. (2010). Censo de Población y vivienda. Recuperado el 13 de Diciembre de 2017 de: <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/censo-de-poblacion-y-vivienda/>
- Jacobsen, D., Encalada A. (1998). *The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season*. Recuperado el 09 de octubre de 2017 de: https://www.researchgate.net/publication/261855852_The_macroinvertebrate_fauna_of_Ecuadorian_highland_streams_in_the_wet_and_dry_season
- Jacobsen, D. (2009). *Tropical High-Altitud Streams. In Tropical Stream Ecology*. San Diego, Estados Unidos de América.
- Kiely, G. (2000). *Ingeniería Ambiental: Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*. España, Madrid.
- Ladrera, R. (2012). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos.
- Ladrera, R., Rieradevall, M., y Prat, N. (2013). *Macroinvertebrados Acuáticos Como Indicadores Biológicos: Una Herramienta Didáctica*. Recuperado el 16 de Diciembre de 2017 de: http://www.ehu.eus/ikastorratza/11_alea/macro.pdf
- Leppäkoski E. (1977). *Monitoring the Benthic Environment of Organically Polluted River Mouths*. Turku, Finland.
- Mackenzie D., Cornwell D. (2012). *Introduction to Environmental Engineering (The Mcgraw-hill Series in Civil and Environmental Engineering) 5th Edition*.

- Maroñas, Marzoratti, G., Vilches, A., Legarralde, T., y Darrigran, G. (2010). Guía para el estudio de macroinvertebrados. II.-Introducción a la metodología de muestreo y análisis de datos. Recuperado el 24 de Noviembre de 2017 de: http://www.museo.fcnym.unlp.edu.ar/uploads/docs/divulgacion_2.pdf
- MDMQ. (2015). Plan Metropolitano de Desarrollo y Ordenamiento Territorial. Quito, Ecuador.
- MECN. (2009). Ecosistemas del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). Publicación Miscelánea No. 6. Serie de Publicaciones del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (MECN) - Fondo Ambiental del MDMQ. Quito, Ecuador.
- Montané de la Vega R. (2012). Ecología y conservación ambiental. México
- Moreno, A., y Renner, I. (2007). Gestión Integral de Cuencas La experiencia del Proyecto Regional Cuencas Andinas.
- Munné, 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*. Recuperado el 18 de Octubre de 2017 de: <https://doi.org/10.1002/aqc.529>
- Ocampo, O., Vélez, J. J., Giraldo, D. C., y Sánchez, E. (2014). Caudales ecológicos y ambientales en cuencas andinas colombianas. XXV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Recuperado el 22 de Diciembre de 2017 de: <http://www.researchgate.net/publication/271203149%5Cr>
- Oleas, N. H., Rios-Touma, B., Peña, P., y Bustamante, M. (2016). Plantas de las quebradas de Quito: Guía práctica de identificación de plantas de ribera.
- Pardo et al., I. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. Recuperado el 25 de Noviembre de 2017 de: <https://doi.org/0213-8409>
- Paul, M. J., y Meyer, J. L. (2001). *Stream Ecosystem Structure: Aquatic Macroinvertebrate Sampling for Restoration Projects*. Recuperado el 30 de Octubre de 2017 de:

<https://meadows.ucdavis.edu/files/AquaticMacroinvertebrateSampling.pdf>

- PNUD. (1992). Convenio sobre la diversidad biológica. Río de Janeiro, Brasil.
- PNUMA, y FLACSO. (2011). Perspectivas del ambiente y cambio climático en el medio urbano: ECCO Distrito Metropolitano de Quito., PNUMA, Fondo Ambiental DMQ, FLACSO. Quito, Ecuador.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., y Rieradevall, M. (2006). Los Macroinvertebrados Como Indicadores De Calidad De Las Aguas. Recuperado el 18 de Noviembre de 2017 de: <https://doi.org/10.3390/w1010003>
- Rincón, J., Merchán, D., Sparer, A., Rojas, D., y Zarate, E. (2017). La descomposición de la hojarasca como herramienta para evaluar la integridad funcional de ríos altoandinos del sur del Ecuador. Recuperado el 27 de Octubre de 2017 de: <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i1.23233>
- Ríos-Touma, B., Prescott C., Axtell S., Kondolf G. (2014). *Habitat Restoration in the Context of Watershed Prioritization: The Ecological Performance of Urban Stream Restoration Projects in Portland, Oregon*. Oregon, Estados Unidos de América.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., y Prat, N. (2014). *The Andean biotic index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation*.
- Ríos-Touma, B. y Guerrero-Latorre, L.. (2016). *Ecological and microbiological status of the Upper Guayllabamba River Basin, historic trends, biodiversity threats and health risks*. Quito, Ecuador.
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. Recuperado el 25 de Noviembre de 2017 de: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>.
- Southgate, D., Frederick, K., Strasma, J., White, A., Lach, L., Kellenberg, J. (1996). Diagnóstico sobre problemas ambientales urbanos en el Ecuador. Quito, Ecuador
- Smith, R. F., Hawley, R. J., Neale, M. W., Vietz, G. J., Diaz-Pascacio, E., Herrmann, J., Utz, R. M. (2016). *Urban stream renovation:*

incorporating societal objectives to achieve ecological improvements.

Recuperado de 29 de Septiembre de 2017 de:
<https://doi.org/10.1086/685096>

StatSoft. (1999). STATISTICA (6.0). Recuperado de 24 de Octubre de 2017 de:
<http://www.statsoft.com/Products/STATISTICA-Features/Version-12>

Texto Unificado de Legislación Secundaria. (2015). Reforma del Libro VI del
 Texto Unificado de Legislación Secundaria. Quito, Ecuador.

Tovar, A., Comer, P., Ferreira, W., Dyson, J., Navarro, G., y Encarnación, F.
 (2015). Sistemas Ecológicos de la Cuenca Amazónica de Perú y
 Bolivia. Clasificación y mapeo.

Varea, A., Suárez, L., Chávez, G., Cordero, M., Alvarez N., Espinoza, F., (1997).
 Biodiversidad, bioprospección y bioseguridad. Quito, Ecuador.

Vásquez, A., Torres, C., Terán, A., Moreno, J., Vpilchez, G., Rámos, J. (2000).
 Manejo de cuencas altoandinas. Perú.

Villamarín C., Rieradevall M., Paul M., Barbour M., Prat N. (2012). *A tool to
 assess the ecological condition of tropical high Andean streams in
 Ecuador and Peru: The IMEERA index.* Barcelo, España

Villamarin, C., Prat, N., y Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química
 e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y
 Perú. Recuperado el 28 de Octubre de 2017 de:
<https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A.,
 Green, P., Davies, P. M. (2010). *Global threats to human water
 security and river biodiversity.* Recuperado el 16 de Noviembre de
 2018 de: <https://doi.org/10.1038/nature09440>

Walsh, C. J., Leonard, A. W., Ladson, T., y Fletcher, T. (2014). *Urban stormwater
 and the ecology of streams, (June).*

Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., y
 Morgan, R. P. (2005). *The urban stream syndrome: current knowledge
 and the search for a cure.* Recuperado el 28 de Octubre de 2017 de:
<https://doi.org/10.1899/04-028.1>

ANEXOS

Anexo 1. Hoja de campo del índice de calidad de la vegetación de ribera Andina (QBR-And)

ÍNDICE QBR-And

Calidad de la ribera para
Comunidades arbóreas
Protocolo CERA

La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25 puntos		Estación
		Observador
		Fecha
Grado de cubierta de la zona de ribera		Puntuación bloque 1
Puntuación		
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)	
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de	
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %	
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	
25	Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos	
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas 26 a 50% de los árboles de ribera son especies introducidas	
5		
0	Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas	
25	el canal del río no ha estado modificado	
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río	
5	río canalizado en la totalidad del tramo	
0		
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)		

Anexo 2. Hoja de campo del índice de hábitat fluvial (IHF).

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

Anexo 3. Valores de puntos de muestreo en 2004.

SITIO	IHF	ABI	QBR	ECOSTRIAND	ESTACIÓN
3,1PI	89	124	65	BUENO	REFERENCIA
3,2PI	89	99	60	BUENO	REFERENCIA
3,4PI	87	96	85	MUY BUENO	REFERENCIA
3,5PI	66	68	20	MALO	ALTERADO
3,1SP	90	134	90	MUY BUENO	REFERENCIA
3,2SP	90	93	80	BUENO	REFERENCIA
3,3SP	85	121	80	MUY BUENO	REFERENCIA
SP3	45	18	0	PÉSIMO	ALTERADO
M1	58	60	25	MALO	ALTERADO
M2	56	11	20	PÉSIMO	ALTERADO
M3	54	14	20	PÉSIMO	ALTERADO
M7	57	19	25	PÉSIMO	ALTERADO

Anexo 4. Valores de abundancia, riqueza, diversidad de Shannon y grupos funcionales en cada sitio de muestreo.

SITIO	ABUND.	RIQUEZA	D.SHAN	COLEC.	DEPRE.	TRITU.	FILTRA
3,1PI	1866,6	17	4,39	64,88	2,38	0	26,39
3,2PI	4726	20	4,39	33,54	4,31	0,16	48,51
3,4PI	526,9	8	1,65	94,89	0,19	0	0,7
3,5PI	1244,4	11	2,45	91,67	1,49	0	1,49
3,1SP	6348,1	14	1,57	96,97	2,45	91,77	0,17
3,2SP	418,5	9	4,85	65,5	1,77	0	9,73
3,3SP	323,1	11	5,15	80,53	14,89	5,73	2,29
SP3	292,6	4	2,23	98,74	1,26	0	0
M1	685,2	3	2,54	100	0	0	0
M2	522,2	4	1,21	99,29	0,71	0	0
M3	355,5	4	1,18	96,88	2,08	0	1,04
M7	551,9	3	1,57	100	0	0	0

Nota: grupos funcionales en %. Índice de Shannon=N1

Anexo 5. Estadísticos de variables físico-químicas en puntos urbanos.

URBANOS					
	MEDIA	MEDIANA	MIN	MAX	DS
OXIGENO	50,10	55,40	1,90	88,70	28,48
PH	8,19	8,12	7,72	8,97	0,46
TEMPERATURA	16,52	17,85	10,60	19,90	3,75
NITRITOS	227,50	208,50	10,00	547,00	207,87
NITRATOS	4196,00	3598,50	1829,00	7357,00	2221,58
FOSFATOS	15944,00	15037,00	520,00	36705,00	16106,76
AMONIO	1604,67	931,50	61,00	5835,00	2175,54
DBO5	58,00	42,50	2,00	180,00	67,32
DQO	34,48	27,40	13,40	87,50	27,52
SULFATOS	33118,00	32112,00	6897,00	64483,00	24780,18
CLORUROS	33,93	33,45	16,70	53,50	18,26

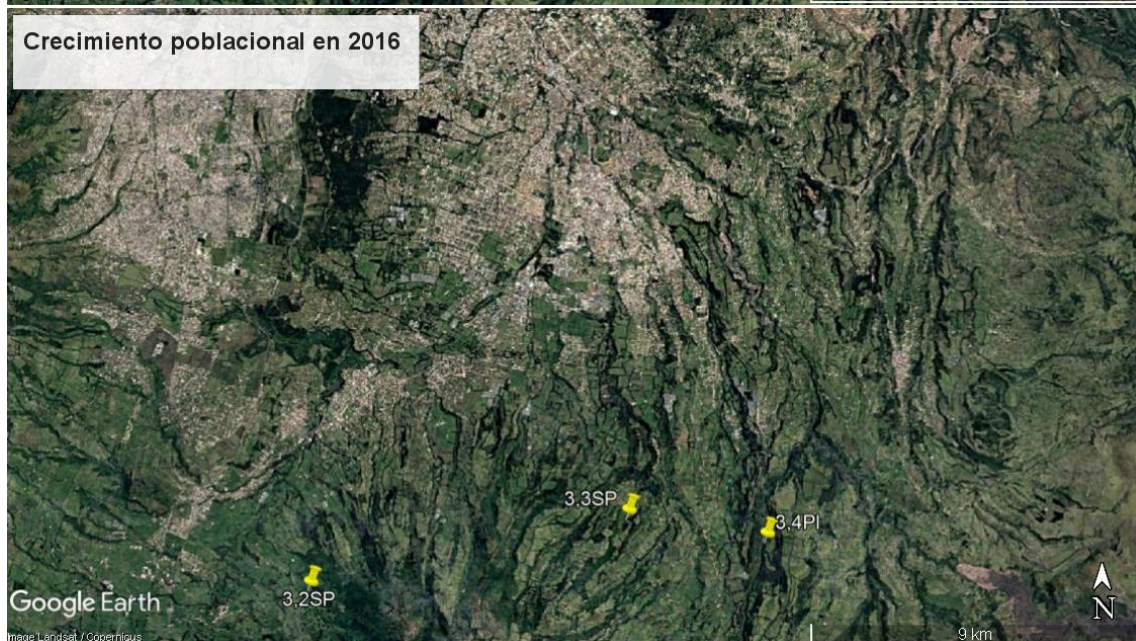
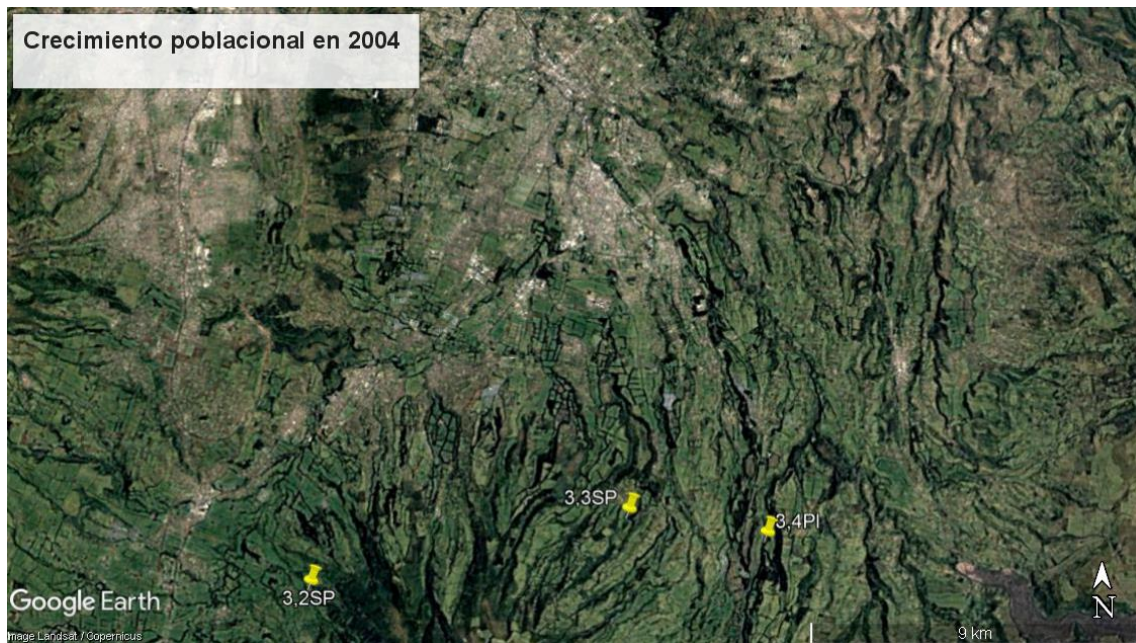
Nota: oxígeno: %; temperatura: C°; variables químicas: mg/l

Anexo 6. Estadísticos de variables físico-químicas en puntos rurales.

RURALES					
	MEDIA	MEDIANA	MIN	MAX	DS
OXIGENO	94,67	93,70	83,50	106,30	8,42
PH	8,12	8,11	7,72	8,52	0,35
TEMPERATURA	11,15	11,50	8,20	13,10	2,04
NITRITOS	8,67	6,50	4,00	22,00	6,68
NITRATOS	1667,17	1732,50	795,00	2346,00	614,18
FOSFATOS	570,83	596,50	166,00	936,00	343,85
AMONIO	102,17	82,50	43,00	182,00	65,66
DBO5	0,67	1,00	0,00	1,00	0,52
DQO	13,45	14,80	6,90	17,50	4,20
SULFATOS	13319,00	11077,50	8621,00	22759,00	5208,54
CLORUROS	4,58	5,15	0,50	7,40	2,55

Nota: oxígeno: %; temperatura: C°; variables químicas: mg/l

Anexo 7. Imágenes satelitales del crecimiento poblacional en los años 2004 y 2016. Se muestran los 3 puntos que han pasado a ser alterados.



Anexo 8. Proceso de identificación de macroinvertebrados



