



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

RELACIÓN DE LA CANTIDAD DE LA MATERIA ORGÁNICA CON LA
CALIDAD DEL BOSQUE DE RIBERA Y LA DIVERSIDAD TRÓFICA DE LOS
MACROINVERTEBRADOS A LO LARGO DE MOSAICOS DE USO DE SUELO
DE LA CUENCA DEL RÍO SAN PEDRO

Autora

Soraya Pamela Jiménez Cando

Año
2019



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

RELACIÓN DE LA CANTIDAD DE LA MATERIA ORGÁNICA
CON LA CALIDAD DEL BOSQUE DE RIBERA Y LA DIVERSIDAD
TRÓFICA DE LOS MACROINVERTEBRADOS A LO LARGO DE
MOSAICOS DE USO DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO SAN
PEDRO

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

Profesor Guía
Ph.D. Blanca Patricia Ríos Touma

Autora
Soraya Pamela Jiménez Cando

Año
2019

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

"Declaro haber dirigido el trabajo, Relación de la cantidad de la materia orgánica con la calidad del bosque de ribera y la diversidad trófica de los macroinvertebrados a lo largo de mosaicos de uso de suelo de la cuenca del río San Pedro, a través de reuniones periódicas con el estudiante Soraya Pamela Jiménez Cando, en el semestre 201910, 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 de Ecología

C.I.: 1707113765

DECLARACIÓN DEL PROFESOR CORRECTOR

"Declaro haber revisado este trabajo, Relación de la cantidad de la materia orgánica con la calidad del bosque de ribera y la diversidad trófica de los macroinvertebrados a lo largo de mosaicos de uso de suelo de la cuenca del río San Pedro, del Soraya Pamela Jiménez Cando, en el semestre 201910, 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.”

Soraya Pamela Jiménez Cando

C.I.: 0502876212

AGRADECIMIENTOS

A Dios por su infinito amor, a mis padres por su abnegación, a Dayita por su apoyo y compañía en este palpitante caminar, a la pequeña Loli y a mi gran familia.

A mis maestros Blanca y Christian por el conocimiento impartido y al equipo de investigación de la UDLA por su constante apoyo.

DEDICATORIA

Al faro que alumbra cuando el
camino está oscuro;
a la felicidad cuando la mía se
me olvida;
al amor expresado en su
totalidad, mamá.

|

RESUMEN

En la actualidad el cambio de uso de suelo es una problemática a nivel mundial que afecta directamente a los ecosistemas acuáticos, modificando sus características hídricas y la calidad del agua. Estas alteraciones traen consigo efectos negativos para la población ya que las funciones ecológicas se reducen y el aprovechamiento del recurso hídrico es inseguro. El objetivo de este estudio se enfocó en determinar la relación que tiene la variación de los usos de suelo en las áreas de drenaje y la calidad del bosque de ribera del río San Pedro sobre la cantidad de materia orgánica bentónica gruesa y los grupos alimenticios funcionales de los macroinvertebrados acuáticos. Los resultados muestran que las zonas agro-ganaderas y de asentamientos urbanos causan disminución de biodiversidad, degradación ecológica en el bosque de ribera y variación en la dinámica de materia orgánica en los ríos. Con esta información se determinó que la conservación a nivel paisajística es igual de importante que la conservación del corredor ripario ya que la recuperación de la vegetación de ribera no es suficiente para restaurar las funciones ecológicas de un ecosistema acuático. Por lo que es necesario implementar medidas correctoras para devolver servicios de mejor calidad a la población.

Palabras clave: cambio de uso de suelo, área de drenaje, grupos funcionales alimenticios, materia orgánica bentónica gruesa

ABSTRACT

Nowadays, land use change is a global problem that directly affects aquatic ecosystems, modifying their hydromorphology and water quality. These alterations bring negative effects for the population since ecological functions are reduced and the use of water resources is unsafe. The objective of this study was focused on determining the relationship between the variation in land use in drainage areas and the quality of the San Pedro riverbank forest over the amount of coarse benthic organic matter and the functional food groups of aquatic macroinvertebrates. The results showed that agro-livestock areas and urban settlements cause a decrease in biodiversity, ecological degradation in the riparian corridor and variation in the dynamics of organic matter in rivers. With these information, it was determined that conservation at the landscape level is just as important as conservation of the riparian corridor since the recovery of riparian vegetation is not sufficient to restore the ecological functions of an aquatic ecosystem. It is therefore necessary to implement corrective measures to return better quality services to the population.

Keywords: land use change, drainage area, food functional groups, coarse benthic organic matter.

ÍNDICE

1. CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Antecedentes	1
1.2. Alcance	2
1.3. Justificación	3
1.4. Objetivos	4
1.4.1. General:	4
1.4.2. Específicos:	4
2. CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO	4
2.1. Vegetación de ribera	4
2.2. Materia orgánica	5
2.3. Macroinvertebrados bentónicos	6
2.4. Biomonitorio de ríos	7
2.5. Ríos andinos del Ecuador	8
2.6. Hidromorfología de ríos	9
3. CAPÍTULO III. METODOLOGÍA	10
3.1. Área de estudio	10
3.2. Puntos de muestreo	11
3.3. Caracterización físico-química del agua	13
3.4. Medición de caudal	15
3.5. Muestreo de macroinvertebrados	16
3.6. Cuantificación de materia orgánica particulada bentónica	17
3.7. Evaluación de la calidad ecológica de ríos	18
3.8. Análisis estadístico	19
4. CAPÍTULO IV. RESULTADOS	20
4.1. Estado de los ríos en relación a la calidad de bosque de ribera y el uso de suelo	20
4.2. Materia orgánica y la calidad de la cuenca	24

4.3. Respuesta de los macroinvertebrados acuáticos a los cambios de uso de suelo y QBR.....	26
5. CAPÍTULO V. DISCUSIÓN.....	29
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	34
6.1. Coclusiones.....	104
6.2. Recomendaciones.....	104
REFERENCIAS.....	36
ANEXOS.....	46

1. CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

A nivel global aproximadamente el 65% de las descargas de los ríos y los hábitats acuáticos tienen un nivel de amenaza moderado-alto (Vörösmarty, 2010). Los principales factores de estrés de una cuenca hidrográfica son los cultivos por el empleo de pesticidas y las grandes descargas orgánicas, las cuales generan pérdida en la biodiversidad y los hábitats acuáticos se ven afectados por elementos de estrés que alteran la morfología natural de los afluentes (León, 2012). Según la FAO (2016), en Latinoamérica, el uso de ecosistemas naturales para fines agrícolas causa procesos de degradación en gran parte del territorio. Por consiguiente los suelos que se encuentran cerca de cursos hídricos presentan un grado de deterioro alto, lo que ocasiona consecuencias perjudiciales en la calidad del agua (FAO, 2016; Guerra, 2018).

Las alteraciones, a nivel global, han generado un declive en el funcionamiento natural de los sistemas acuáticos causando el incremento del 4% en la tasa de extinción de animales acuáticos por década, cinco veces más alto que las pérdidas de especies en ecosistemas terrestres (Dudgeon, 2005). De igual manera los servicios ecológicos de los sistemas hídricos han sido afectados por los cambios en los usos o gestión inadecuada de la tierra alterando el secuestro de carbono, la retención de nutrientes, el control del flujo hídrico y el ingreso de materia orgánica que alteran el óptimo desarrollo de la producción del sistema (Polasky, Nelson, Pennington, & Johnson, 2011).

Según Ordóñez (2011), en el Ecuador, el cambio del uso del suelo en las franjas riparias de los ríos ha generado disminución de la biodiversidad, desgaste del suelo y reducción de las funciones ecológicas. Las principales alteraciones de los ecosistemas fluviales provienen de los efectos generados por los núcleos urbanos, los centros agrícolas y ganaderos (Ordóñez, 2011). En el Distrito Metropolitano de Quito se estima que aproximadamente 70 de las

182 quebradas presentes en la ciudad han sido transformadas a rellenos o alcantarillas, eliminando los remanentes naturales de vegetación (Oleas, Ríos-Touma, Peña, & Bustamante, 2016).

En particular la cuenca hidrográfica del río San Pedro que tiene un área aproximada de 75000 km² y se ubica a lo largo de los cantones de Quito, Mejía, Rumiñahui, Pedro Moncayo y Cayambe; provincia de Pichincha, ha sido alterada en su estructura (Fonag, 2016). Las principales afectaciones de esta cuenca se deben a pastos cultivados, reducciones de áreas de vegetación natural y zonas erosionadas por el incremento de infraestructura, el aumento de la franja agrícola y el crecimiento urbano de 33 zonas urbanas y rurales (CONAGE, 2014; Guerra, 2018).

1.2. Alcance

Con el presente proyecto se buscó determinar la relación existente entre la composición taxonómica y trófica de los macroinvertebrados acuáticos y la cantidad de materia orgánica bentónica gruesa sujeta a la variabilidad en el cambio de uso de suelo a lo largo de la cuenca del río San Pedro.

Los puntos de muestreo fueron doce, los mismos que se definieron en el marco del proyecto: “Ecological and microbiological status of the Upper Guayllabamba River Basin, historic trends, biodiversity threats and healthy risks” (AMB.BRT.17.01), diseñado por Blanca Ríos Touma y Laura Guerrero Latorre y financiado por la Universidad de las Américas, Ecuador. Los puntos se encuentran dentro de las cuencas de los ríos San Pedro, Tambillozacu y Jambelí con un rango altitudinal entre los 2400 y 3100 msnm. El estudio requiere de dos muestreos, uno de los cuales ya fue realizado en el año 2017 en verano (época seca). El último muestreo se efectuó en el mes de agosto de 2018 (verano) para ganar poder estadístico en el análisis de resultados y de esta manera comprender mejor el papel que cumplen las variables a medir sobre la biodiversidad y conservación de los ríos.

1.3. Justificación

La importancia ecológica de la presencia de los bosques de ribera se centra en la regulación de la temperatura por la sombra que emiten, el ingreso de materia orgánica al sistema acuático y la intervención en el perfil del río que beneficia a la retención de partículas (Elosegi & Sabater, 2009). La vegetación de ribera es la principal fuente de aportación de materia orgánica de un río, ya que contribuye aproximadamente con el 99% del ingreso de los flujos de energía al sistema (Eyes-Escalante, Rodríguez-Barrios, & Gutiérrez-Moreno, 2012).

A pesar de esto, en el Distrito Metropolitano de Quito las quebradas han sufrido una alteración antrópica considerable que ha causado la pérdida de las franjas de vegetación de ribera principalmente generado por la expansión urbana (Oleas, 2016). Por consiguiente la ausencia de vegetación riparia genera una alteración en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos que empieza desde el cambio de las características del flujo, el aumento de concentraciones de compuestos químicos y el cambio en las entradas de materia orgánica y energía (Miserendino, 2011). En consecuencia, el resultado de las alteraciones antes mencionadas afectan directamente a la cadena trófica del sistema, a las áreas de refugio y al tipo de alimento (Rincón, Merchán, Sparer, Rojas, & Zarate, 2017).

Este estudio pretende demostrar un enfoque integral sobre los cambios que percibe la biota tras la alteración hidromorfológica de la cuenca por los cambios de uso de suelo y la alteración de los bosques de ribera. Estos datos son relevantes para comprender el papel que emplea la materia orgánica bentónica gruesa proveniente de la zona de ribera y de la cuenca, recurso basal para el desarrollo de los flujos de energía y por consiguiente para las estructuras tróficas, la diversidad de los ecosistemas acuáticos y su conservación.

1.4. Objetivos

1.4.1 General:

Analizar el efecto del uso de suelo y de la calidad de bosque de ribera sobre la diversidad trófica de los macroinvertebrados y la cantidad de materia orgánica bentónica gruesa en la cuenca del río San Pedro.

1.4.2 Específicos:

- Determinar las relaciones entre la cantidad de materia orgánica particulada bentónica gruesa, la calidad del bosque de ribera y los usos de suelo de las áreas de drenaje.
- Definir la influencia de la materia orgánica bentónica gruesa en la diversidad y composición trófica de la comunidad de macroinvertebrados.

2. **CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO**

2.1 Vegetación de ribera

La vegetación de ribera es el sistema vegetal que se desarrollan alrededor de los cuerpos hídricos y generan ventajas ecológicas y estéticas. La zona riparia está influenciada por la estructura de tierras altas, gradientes de disponibilidad de agua, zonas fluviales y la topografía del terreno (D. Merrit, Scott, Poff, Auble, & Lytle, 2010). El análisis de la dinámica de esta vegetación es fundamental ya que comprende la zona de transición entre la masa de agua y el terreno adyacente, cumpliendo un papel fundamental en el funcionamiento de los hábitats acuáticos (Carrasco, 2014).

La presencia de esta vegetación es relevante para la conservación de los ecosistemas acuáticos y aledaños por el aporte de materia orgánica, control de

temperatura, ingreso de luz, captura de elementos, regulación de calidad y cantidad de agua (Romero, Cozano, Gangas, & Naulin, 2014). Por tal motivo diversos procesos ecológicos de un ecosistema acuático se ven influenciados directamente por este tipo de vegetación y su influencia en la química del agua, la cantidad de suministros energéticos al sistema, la estabilización del sustrato adyacente y la modificación del movimiento hídrico (Dosskey, 2010). De modo que una posible alteración de la franja riparia afectaría las características de flujo, produciendo un cambio en la cantidad de sedimentos, la disminución en la infiltración, el aumento de escorrentía superficial y la variación en las concentraciones de los componentes químicos (Miserendino, 2011).

2.2 Materia orgánica

Los residuos vegetales que caen del bosque de ribera al río sufren procesos de descomposición, liberando elementos nutritivos al ecosistema acuático y convirtiendo a este proceso en el principal medio de reciclaje de nutrientes (Rave, Montenegro, & Molina, 2013). La entrada de energía por parte de la zona boscosa aledaña a los cuerpos hídricos es arrastrada por el flujo unidireccional del río, que, dependiendo de las características hidráulicas mejora la capacidad retentiva (Lamberti, Entekin, Griffiths, & Tiegs, 2017).

Como lo menciona Eyes-Escalante (2012), la descomposición de las hojas dentro del río ocurre gracias a factores mecánicos, fisicoquímicos o biológicos que permiten el aprovechamiento inmediato por parte de organismos vivos. La materia orgánica bentónica gruesa tras su punto de degradación aporta con el 99% de energía al ecosistema acuático de bosque, convirtiéndose en un rol ecológico fundamental para el desarrollo de las comunidades (Eyes-Escalante, 2012). Por tal motivo el proceso de retención de esta materia orgánica es importante en el desarrollo de la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos y en la determinación estructural de sus comunidades por medio del almacenamiento y consumo de alimento por parte de los organismos (Morelli & Verdi, 2014). El peso seco de la materia orgánica gruesa es la masa obtenida

tras la evaporación del agua de la muestra a una exposición de 90°C por 24 horas, es decir, es la materia orgánica y la materia mineral sin agua; por otro lado la materia orgánica libre de ceniza es la diferencia de la cantidad de la muestra seca y el total de masa inorgánica obtenida por calcinación a 500°C por 4 horas, es decir este componente tendrá únicamente materia orgánica (Elosegi & Sabater, 2009; Pizarro & Alemanni, 2005).

2.3 Macroinvertebrados bentónicos

Los macroinvertebrados bentónicos son organismos invertebrados con un tamaño mayor a 500 μm y cumplen su ciclo de vida en el agua o cerca de ella (Ladrera, 2012). Estos invertebrados desarrollan su estado larvario en los ríos o fuentes hídricas pero cuando son adultos viven en sus alrededores por horas o días (Ladrera, Rieradevall, & Prat, 2013). El estado de la calidad del ecosistema se refleja directamente en la manera de desarrollo de las comunidades de macroinvertebrados, convirtiéndose en una línea base para el entendimiento del estado ecológico de ríos y lagunas (Roldán-Pérez, 2016).

Los macroinvertebrados acuáticos presentan cierto grado de adaptabilidad ante las posibles alteraciones del medio acuático, por tal motivo se puede relacionar la comunidad de invertebrados con el estado y calidad de un río (Acosta, 2009). La comunidad de macroinvertebrados bentónicos son los bioindicadores más empleados alrededor del mundo para determinar la calidad de agua en ríos y arroyos. Su grado de tolerancia ante los diversos niveles de contaminación en su medio ha permitido generar índices bióticos para la evaluación de los ecosistemas (Chang, Lawrence, Ríos-Touma, & Resh, 2014).

Grupos funcionales

La abundancia y densidad de la estructura trófica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos tiene relación directa con las características físicas y de contenido orgánico del sustrato presente en los ríos (Rodríguez-Barrios, Ospina-Tórres, & Turizo-Correa, 2011). En un ecosistema fluvial se

pueden encontrar macroinvertebrados capaces de reducir el tamaño de partícula de la materia orgánica (fragmentadores), grupos que se alimentan de las finas partículas orgánicas en suspensión (colectores-filtadores) o sedimentadas (colectores-recogedores), invertebrados raspadores que se alimentan de recursos adheridos a los sustratos y grupos que se alimentan de presas de menor tamaño (depredadores) (Alonso & Camargo, 2005).

2.4 Biomonitorio de ríos

El biomonitorio consiste en métodos que relacionen la reacción y el grado de sensibilidad que un organismo tiene ante una sustancia xenobiótica en el medio donde se desarrolla (Springer, 2010). La técnica determina los efectos negativos tales como la afección en el desarrollo o alteraciones en las funciones vitales de los organismos vivos que causa la sustancia tóxica, no solamente en el momento de muestreo, también en ocasiones previas (Segretin, 2013).

El uso de análisis físico-químicos para la determinación de la calidad de agua es amplio, pero los costos para estos análisis son altos y los resultados que emiten dictan resultados puntuales en un determinado momento. Por este motivo se utilizan distintos grupos biológicos de los sistemas acuáticos que muestran condiciones ambientales en un periodo más reciente, como los macroinvertebrados, las plantas macrófitas o los peces, que son testigos temporales de la calidad del agua por su alta sensibilidad y respuesta rápida frente a variaciones en el medio (Argüello, Cornejo, Boyero, & Santos, 2010; Prat & Munné, 2014).

Pero cabe recalcar que las comunidades de los bioindicadores pueden llegar a presentar cierta afectación por elementos externos como la característica del hábitat o los escenarios climáticos. Por tal motivo es imprescindible emplear los dos tipos de métodos de monitoreo, el físico-químico y el biológico para la obtención de resultados integrales (Springer, 2010).

Biomonitoreo con macroinvertebrados

Los macroinvertebrados bentónicos han ocupado un papel protagónico en el biomonitoreo de ecosistemas acuáticos en los últimos años principalmente dado por su pronta respuesta a alteraciones ambientales (González, Ramírez, Meza, & Días, 2012). Entre las principales particularidades de los invertebrados acuáticos para el biomonitoreo se puede mencionar: gran distribución a nivel geográfico, alta diversidad taxonómica, las características sedentarias, los ciclos de vida y los bajos costos de monitoreo (Springer, 2010). Los métodos empleados son generalmente rápidos y determinación es a menor clasificación taxonómica por lo cual se obtienen resultados de los impactos ambientales a menor costo (Arocena, Bermúdez, & Marquisá, 2016).

2.5 Ríos andinos del Ecuador

La Cordillera de los Andes atraviesa el Ecuador brindando al país características específicas que aportan al desarrollo de la biodiversidad. Como lo menciona Villamarín, Prat y Rieradevall (2014) la cadena montañosa aporta con fluctuaciones relevantes en sus condiciones físicas y químicas en los efluentes hídricos. Los factores con especial importancia son el oxígeno disuelto y la temperatura ya que son inferiores mientras existe mayor altitud (Villamarín, Prat, & Rieradevall, 2014).

Los ríos alto andinos suministran de agua a los centros urbanos y rurales, generan energía, entre otros aprovechamientos pero a pesar de esto la alteración antropogénica ha aumentado radicalmente. Por ejemplo la expansión del sector agrícola y el aumento poblacional han generado un deterioro de los ecosistemas acuáticos, afectando directamente al ciclo del líquido vital y su calidad (Acosta, 2009). Las principales afectaciones de los ríos andinos del Ecuador son las actividades agrícolas y ganaderas cuyas principales consecuencias son el deterioro en las condiciones de hábitat, morfología hídrica y por consiguiente en las comunidades de organismos que se

desarrollan en los ecosistemas acuáticos, su composición y cadena trófica (Villamarín, 2014).

2.6 Hidromorfología de ríos

La hidromorfología es el estudio de la estructura y dinámica de los cuerpos de agua (García, 2008). El análisis de los indicadores geomorfológicos y biológicos sirve como clave para la determinación del estado ecológico y físico-químico del lugar de estudio (Ferrer & Rodríguez, 2013). Los componentes hidromorfológicos son: 1) el régimen hídrico, que se basa en el caudal y la dinámica de las corrientes de agua y, 2) la continuidad y estructura del río que depende de la variabilidad de profundidad, ancho, morfología y sustrato presente (Aparicio, 2015).

Por otro lado el bosque de ribera es la vegetación presente en las partes laterales de los ríos que aporta en la dinámica de los ecosistemas acuáticos (Munné, Prat, Bonada, & Rieradevall, 2003). Como lo afirma Ladrera (2012), la vegetación de ribera cumple con un gran número de funciones primordiales en el medio hídrico como la estabilidad de los bordes; la retención de los sedimentos, reduciendo el grado de erosión; la generación de hábitats y refugio de fauna; y la retención de sustancias contaminantes antes de su ingreso al río. Por otro lado contribuye con alimento y sombra, ayudando a la formación de microhábitats y reduciendo la propagación de algas (Ladrera, 2012).

Índice de calidad de hábitat fluvial (IHF)

El índice de hábitat fluvial evalúa: los regímenes de velocidad y profundidad, la cobertura vegetal ribereña, los elementos de heterogeneidad, la composición de sustrato y la inclusión de rápidos (Pardo, 2002). Con esta valorización se refleja la capacidad de la estructura física de un ecosistema acuático para albergar diversidad de las comunidades biológicas. Los valores inferiores a 40

puntos determinan limitación en la calidad de hábitat, siendo la ponderación de 75 puntos un valor óptimo (Acosta, 2009).

Índice de bosque de ribera (QBR-And)

El índice QBR-And determina el tipo de calidad de bosque de ribera presente en el tramo de río estudiado. Para el análisis de este índice se requiere la división del río en dos secciones: el canal principal y la zona ribereña entre longitudes de 50 y 100m donde se calificará el grado de cubierta de la zona ribereña, la estructura de la cubierta, su calidad y el grado de naturalidad (Acosta, 2009). El análisis de este índice determina la calidad ambiental de los hábitats ribereños y sus funciones ecológicas en comparación con las condiciones de referencia (Munné, 2003). Por tal motivo la presencia de una alteración en la morfología del canal de un río y en la calidad de su bosque de ribera implicará un deterioro en la composición biológica y en la calidad de agua del ecosistema acuático (Encalada, Ríos-Touma, García, & Prat, 2011).

3. CAPÍTULO III. METODOLOGÍA

3.1. Área de estudio

La zona de estudio se encuentra en la cuenca del río San Pedro, que es parte de la cuenca alta del río Esmeraldas (correspondiente a la cuenca del Guayllabamba), ubicada en la provincia de Pichincha, dentro de los cantones Mejía, Rumiñahui y Quito. Los principales afluentes de esta cuenca nacen en los Illinizas, Corazón, Rumiñahui y Pasochoa (FONAG, 2006). El uso de la cuenca se enfoca primordialmente para actividades agrícolas-ganaderas y consumo humano (FONAG, 2006). Sus afluentes muestran mayoritariamente un estrés hidrológico (demanda en relación al caudal) ligero a moderado exceptuando el sector norte de Machachi donde el estrés aumenta a un nivel severo (FONAG, 2014). El río San Pedro tiene una temperatura promedio de 11.6°C y una precipitación anual media de 1472 mm (FONAG, 2006).

En este estudio utilizamos diversos mosaicos de uso de suelo en la cuenca del río San Pedro, que son: urbano, suelo descubierto, bosque, páramo y agrícola/ganadero, con un rango altitudinal entre los 2400 y 3100 msnm y se basan en la clasificación de Guerra (2018).

3.2. Puntos de muestreo

Los puntos de muestreo de esta investigación son parte de la investigación “Ecological and microbiological status of the Upper Guayllabamba River Basin, historic trends, biodiversity threats and healthy risks” (AMB.BRT.17.01, Rios-Touma y Guerrero-Latorre, 2016). Para el desarrollo de este trabajo de investigación se seleccionaron doce puntos de muestreo con sus respectivas áreas de drenaje (Figura 1). Éstos se encuentran en las cuencas de los ríos San Pedro, Tambilloyacu y Jambelí (Tabla 1).

Los puntos determinados se originan desde las zonas altas que presentan un nivel de impacto bajo en el uso de suelo y en los ecosistemas acuáticos, convirtiéndose en puntos de referencia por su grado de conservación. Por otro lado los sitios cercanos o dentro de los poblados y las zonas agrícolas/ganaderas presentan cierto grado de alteración en su estructura y funciones ecológicas por las diversas actividades que se ejecutan a lo largo de las áreas aledañas a los cuerpos hídricos, convirtiéndose en puntos de alterados.

Tabla 1.

Puntos de muestreo en la cuenca del río San Pedro y áreas de drenaje.

PUNTO DE MUESTREO	COBERTURA PRINCIPAL	RÍO PRINCIPAL	LONGITUD	LATITUD	ELEVACIÓN (msnm)
1.1 SP	Páramo	San Pedro	-78,672676	-0,58822	3600,5
1.2 SP	Páramo	San Pedro	-78,67125	0,583979	3634
1.3 SP	Páramo	San Pedro	-78,677732	-0,609456	3553,6
2.1 SP	Páramo	San Pedro	-78.573086	-0.565741	3192.0
3.1 SP	Bosque	San Pedro	-78.519382	-0.423051	2786.1
3.2 SP	Bosque	San Pedro	-78.519453	-0.42786	2793.5
SP5	Agrícola/Ganadero	San Pedro	-78.516861	-0.387971	2621.8
SP6	Páramo	San Pedro	-78.545929	-0.484597	2816.0
SP7	Páramo	San Pedro	-78.552438	-0.533825	2923.4
M8	Agrícola/Ganadero	San Pedro	-78.485541	-0.369505	2549.7
TAMB	Agrícola/Ganadero	San Pedro	-78.552868	-0.408202	2816.5
JAM	Páramo	San Pedro	-78.594184	-0.572955	3161.4

Tomado de Ríos-Touma, 2014; Guerra, 2018.

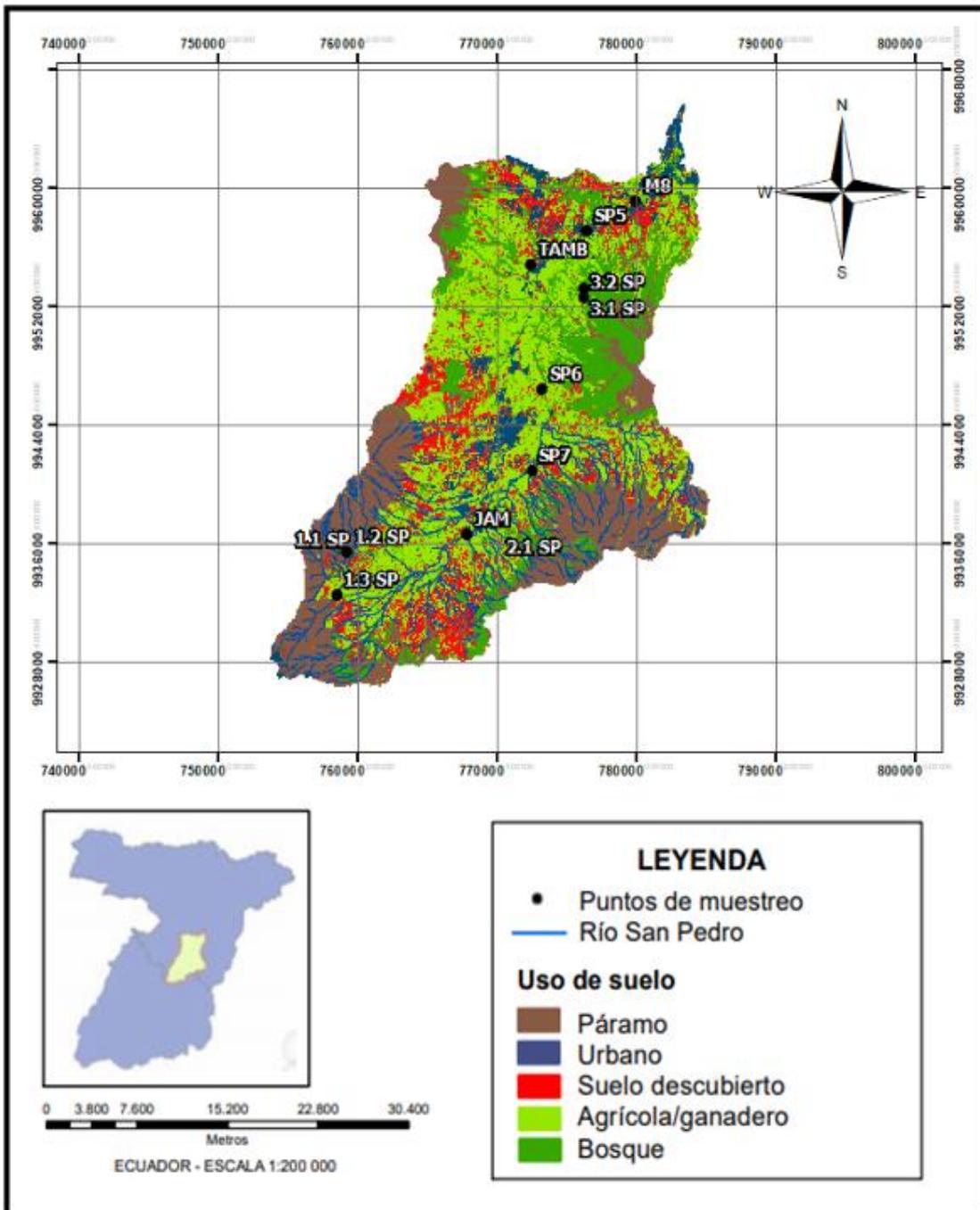


Figura 1. Usos de suelo de la cuenca del río San Pedro y puntos de muestreo.

3.3. Caracterización físico-química del agua

Se midieron parámetros in situ como pH, temperatura, sólidos disueltos, conductividad, para los cuales se empleó un conductímetro-pHímetro YSI Pro 1030 (Yellow Spring, Estados Unidos de América) (YSI, 2013) y para la medición de oxígeno disuelto se utilizó el aparato YSI Pro ODO (Yellow Spring, Estados Unidos de América) (YSI, 2009).

Se tomaron muestras de aguas de los doce puntos en la temporada seca del año 2018 para realizar análisis físico-químicos de los mismos. Para la recolección de agua se empleó botellas ámbar y botellas de plástico prelavadas con ácido en laboratorio. En la colecta de agua se efectuó un previo enjuague de las botellas y se llenó totalmente el envase evitando la presencia de aire en la muestra. El muestreo se efectuó río arriba del punto de monitoreo de macroinvertebrados para disminuir la posible alteración de los parámetros físico-químicos. Las muestras se conservaron a 4°C hasta ser transportadas al laboratorio para el respectivo análisis en menos de 48 horas (Acosta, 2009).

En el laboratorio de investigación de la Universidad de Las Américas se evaluaron los parámetros definidos en la tabla 2 mediante métodos estandarizados (American Public Health Association, 2017). Los resultados de los parámetros obtenidos se compararon con los límites máximos permisibles para la preservación de la flora y fauna del TULAS, LIBRO XI, ANEXO 1, TABLA 3 (ANEXO 2) y para la calidad de aguas para uso agrícola del TULAS, LIBRO XI, ANEXO 1, TABLA 6 (ANEXO 3).

Tabla 2.

Parámetros físico-químicos analizados en la cuenca de río San Pedro.

PARÁMETROS	PROTOCOLO	TIPO DE CONTAMINACIÓN DETECTADA
Nitritos	Espectrofotometría UV/VIS (4500-NO ₂) ¹	Contaminación bacteriológica ⁴
Nitratos	Espectrofotometría UV/VIS, (4500-NO ₃) ¹	Contaminación agrícola ⁴
Fosfatos	Espectrofotometría UV/VIS, (4500-P) ¹	Detergentes y fertilizantes ⁴
Amonio	Espectrofotometría UV/VIS, (4500-NH ₃) ¹	Fertilizantes, descargas aguas negras y ganadería ⁴
Sulfatos	Espectrofotometría UV/VIS, (4500-SO ₄) ¹	Descargas aguas negras/grises ⁴
Cloruros	Titulación, método argentométrico (17204) ²	Descargas aguas negras/grises ⁴
DQO	Espectrofotometría (08303) ²	Contaminación materia orgánica ⁴
DBO	Incubación OxiTop ³	Contaminación materia orgánica ⁴
Alcalinidad	Titulación (10112) ²	Descargas aguas negras ⁴
Color	Nanocolor UV/VIS	Descargas aguas negras ⁴
Turbidez	Nanocolor UV/VIS	Descargas aguas negras ⁴

¹ Tomado de American Public Health Association, 2017.

² Tomado de Dirección Nacional de Medio Ambiente de Colombia, 2017.

³ Tomado de Manual OxiTop, 2006.

⁴ Tomado de Aznar-Jiménez, 2000.

3.4. Medición de caudal

Para este estudio se analizaron las temporadas secas de los años 2017 y 2018. La medición de caudal se efectuó en los 12 puntos de muestreo con excepción del sitio SP5 en el año 2018, ya que el mismo presentó un caudal elevado impidiendo la medición.

Para el cálculo de este parámetro es necesario medir la velocidad promedio con la sonda de flujo Global Water mediante el método USGS. Primero se divide el río en subsecciones iguales en un transecto, este dependerá de la longitud del lugar de muestreo. Con la ayuda de la sonda se mide la velocidad promedio de cada punto al 60% de la profundidad total en un periodo de 40 segundos. Se repite el proceso en cada subsección desde una orilla del río hasta la otra (Global Water, 2009).

3.5. Muestreo de macroinvertebrados

Para este estudio se analizaron las temporadas secas de los años 2017 y 2018. Las muestras biológicas de la temporada seca del 2017 fueron previamente recolectadas en el proyecto: "Ecological and microbiological status of the Upper Guayllabamba River Basin, historic trends, biodiversity threats and healthy risks" (AM.BRT.17.01, Ríos-Touma y Guerrero-Latorre, 2016).

El muestreo de los macroinvertebrados acuáticos se efectuó mediante tres repeticiones por punto con una red Surber de un área de 0,09m² y una luz de malla de recogida de 250 µm para la determinación de la densidad (individuos por metro cuadrado). El muestreo se lo realizó colocando la red a contracorriente y muestreando el río desde aguas abajo hacia aguas arriba para evitar la deriva de los macroinvertebrados, evitando de esta forma muestras no representativas (Surber, 1937).

Todas las muestras de la red Surber fueron conservadas en bolsas de plástico ziploc con etanol a 96% y transportadas al laboratorio para la posterior

identificación de los macroinvertebrados acuáticos. Los insectos fueron identificados taxonómicamente a nivel de género en función de la información disponible para Sudamérica, como por ejemplo los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera (Domínguez & Fernández, 2009; R. Merrit & Cummis, 1996), mientras que otros ordenes se llegó a nivel taxonómico de familia o subfamilia en función de la información disponible. Por ejemplo, Diptera se realizó un análisis a nivel de familia a excepción de Chironomidae que se llegó a nivel de subfamilia usando la clave de definición de morfotipos larvarios de Prat (2011). Con cada uno de los grupos taxonómicos identificados se definió los grupos funcionales mediante sus características morfológicas dependiendo a sus hábitos de alimentación basados en Tomanova, Goitia, & Helešic (2006). De esta manera también se utilizó la clasificación a nivel de familias presentes en cada punto de muestreo y mediante el índice biótico andino (ABI) se tuvo una visión general del estado de los ríos gracias al grado de tolerancia a la contaminación de las diferentes familias de macroinvertebrados (Ríos-Touma, Acosta, & Prat, 2014).

3.6. Cuantificación de materia orgánica particulada bentónica

La cantidad de masa de sustrato será la misma obtenida en el muestreo de macroinvertebrados acuáticos. Se muestrearon tres puntos determinados por sitio de estudio en el cauce húmedo del río con la ayuda de la red Surber, permitiendo la captura del sustrato suspendido en la malla (Elosegi & Sabater, 2009).

Todas las muestras fueron conservadas en bolsas de plástico ziploc con etanol a 96% y transportadas al laboratorio de investigación. En laboratorio se obtuvo el peso seco (MS) de la muestra al exponer la misma a una temperatura de 90°C durante 24 horas. Seguidamente se calcinó la muestra en un horno a una temperatura de 500°C por 4 horas, empleando crisoles previamente pesados para de esta manera obtener el peso de cenizas. Para el cálculo del peso seco libre de cenizas (MOLC) se restó el peso seco menos el peso de ceniza. Los

resultados por unidad de superficie de lecho fluvial son igual a la división de la cantidad de materia orgánica para la superficie del muestreo, en este caso, 0.09m^2 (Elosegi & Sabater, 2009).

3.7. Evaluación de la calidad ecológica de ríos

Calidad de bosque de ribera (QBR-And)

Se empleó el índice QBR, mismo que analiza el estado de la zona ribereña de un ecosistema acuático (Pardo, 2002). La evaluación de este índice adaptado a los Andes (Acosta, 2009) se efectuó in situ al llenar la información de variables en hojas de campo mediante análisis visual del lugar. Se identificaron los indicadores del área de ribera: terrazas fluviales, volumen de vegetación riparia y rastros de inundaciones anteriores. El protocolo califica el índice entre puntajes de 0 a 100, midiendo cuatro aspectos de calidad de vegetación de ribera con valores de 0, 5, 10 y 25 respectivamente (Acosta, 2009). La valoración final es la sumatoria de las cifras asignadas a cada bloque determinando así la calidad de bosque de ribera presente en el sitio de muestreo (ver Tabla 3).

Tabla 3.

Rangos de calidad de la vegetación de ribera, índice QBR-And.

NIVEL DE CALIDAD	QBR-And
Vegetación sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural.	≥ 96
Vegetación ligeramente perturbada, calidad buena	76-96
Inicio de alteración importante, calidad intermedia.	51-75
Alteración fuerte, mala calidad.	26-50
Degradación extrema, calidad pésima.	≤ 25

Tomado de Acosta, 2009.

Índice de hábitat fluvial (IHF)

Se determinó el índice de hábitat fluvial que caracteriza la calidad y estado de los cauces de los ríos mediante la valoración de aspectos físicos (Pardo, 2002). La cuantificación del índice se llevó a cabo en campo donde se determinaron los valores adecuados de los siete apartados mediante un análisis visual del lugar adaptado a los ríos andinos (Acosta, 2009).

Primero se determina el área de análisis en un rango longitudinal de aproximadamente 100 m. La valoración del índice va de 0 a 100 puntos tras la sumatoria de los puntajes de los siete bloques calificados de manera independiente (Tabla 4) (Pardo, 2002; Acosta, 2009).

Tabla 4.

Rangos de calidad del índice de hábitat fluvial, índice IHF.

RANGO DE CALIFICACIÓN	CALIFICACIÓN
≥60	Adecuado
40-60	Con limitaciones
≤40	Limitado

Tomado de Villamarín, Prat & Rieradevall, 2014.

3.8. Análisis estadístico

Los resultados de análisis de coeficiente de correlación Spearman Rank fueron ejecutados en el programa estadístico *Statistica* que define automáticamente los valores significativos de color rojo (Statistica, 2015). Primero se efectuó una correlación entre los parámetros físico-químicos, la calidad de bosque de ribera (QBR) y los diversos usos de suelo en el área de drenaje para determinar el estado de los ríos en dependencia a estas variables. Posteriormente se aplicó la misma metodología para determinar la calidad de la cuenca relacionando el

índice de hábitat fluvial (IHF), la materia orgánica libre de ceniza (MOLC), la materia orgánica seca (MS) y los diversos usos de suelo. Finalmente, se relacionó la proporción de los grupos funcionales de macroinvertebrados de cada sitio con los usos de suelo y la calidad de bosque de ribera.

Para la determinación de la proporción de los seis grupos funcionales alimenticios según la afinidad de cada taxón a cada grupo en cada punto y la densidad se usó el paquete ADE4 para análisis de datos ecológicos del programa R (Draya, Dufour, & Thioulouse, 2018).

4. CAPÍTULO IV. RESULTADOS

4.1. Estado de los ríos en relación a la calidad de bosque de ribera y el uso de suelo

La calidad de bosque de ribera (QBR) determinada en los años 2017 y 2018 presenta valoraciones similares (Tabla 5). De acuerdo a la valoración de la calidad de la vegetación de ribera QBR-And (Tabla 3), sólo los puntos de muestreo, 1.1 SP y 1.2 SP, tienen una vegetación riparia sin alteraciones con estado natural y calidad muy buena. Siete sitios presentan vegetación ligeramente perturbada con inicio de alteración importante teniendo una calidad de ribera intermedia, generada por el número de especies vegetales introducidas en su cadena vegetal y el bajo grado de cubierta vegetal. Por otro lado los puntos M8 y SP6 tienen una degradación extrema con pésima calidad en la vegetación de ribera, principalmente por basuras en el tramo de muestreo y la presencia de infraestructuras en el lecho del río.

Tabla 5.

QBR-And del río San Pedro y sus afluentes.

LOCALIDAD	QBR 2017	QBR 2018	QBR PROM
1.1 SP	100	95	98
1.2 SP	100	95	98
1.3 SP	90	80	85
2.1 SP	65	90	78
3.1 SP	90	90	90
3.2 SP	85	90	88
SP5	25	40	33
SP6	20	30	25
SP7	40	30	35
M8	20	25	23
TAMB	35	30	33
JAM	35	20	28

Las correlaciones de Spearman Rank (Tabla 6) se efectuaron con los datos físico-químicos de los doce puntos de muestreo, la calidad de bosque de ribera

y los diversos usos de suelo a lo largo de las áreas de drenaje de los ríos. Los resultados obtenidos mostraron que las variables físico-químicas como la temperatura, color, turbidez, nitritos, nitratos, fosfatos, DQO, entre otros presentan una relación significativa inversamente proporcional con el QBR-And. De igual manera la calidad de bosque de ribera tiene una relación inversa con los suelos urbanos (0.90), las zonas agrícola/ganadero (0.82) y los suelos descubiertos (0.78), ya que mientras más grande es el área de estos usos de suelo hay más propensión a la disminución de la franja riparia y una consecuente pérdida de calidad de la misma.

Para el caso de los diferentes usos de suelo presentes en la cuenca del río San Pedro, el área urbana y agrícola/ganadera tienen una relación directa y significativa con los parámetros físico-químicos indicadores de contaminación como los nitritos, fosfatos, amonio, sulfatos, cloruros. De igual manera tienen relación con el caudal, esto se debe a que las zonas urbanas están en la parte más baja y con mayor área del área de drenaje, es decir mientras mayor es el área de estos tipos de suelo en la zona de drenaje de la cuenca, mayor es el caudal del agua en los puntos muestreados. Por el contrario los mosaicos de bosque y páramo no tienen relación con los indicadores de contaminación, lo que señala un estado natural de los ríos (Tabla 6).

Tabla 6.

Correlaciones de Spearman Rank.

	Urbano	Agrícola/ Ganadero	Suelo descubierto	Bosque	Páramo	QBR
pH	0.47	0.39	0.45	-0.33	0.31	-0.50
Conductividad	0.59	0.42	0.49	-0.26	-0.03	-0.56
TDS	0.59	0.43	0.50	-0.19	-0.10	-0.57
Oxígeno	0.22	0.22	0.13	0.10	0.10	-0.19
Oxígeno	0.09	-0.01	-0.01	-0.53	0.46	0.08
Temperatura	0.83	0.80	0.75	0.14	-0.43	-0.78
Color	0.54	0.57	0.44	0.55	-0.59	-0.59
Turbidez	0.55	0.34	0.41	0.02	-0.05	-0.63
Nitritos	0.89	0.73	0.79	0.04	-0.15	-0.83
Nitratos	0.84	0.77	0.88	0.05	-0.08	-0.75
Amonio	0.52	0.69	0.48	0.57	-0.64	-0.56
Fosfatos	0.75	0.60	0.71	-0.38	0.17	-0.79
DBO	0.41	0.39	0.43	-0.14	-0.19	-0.46
DQO	0.59	0.50	0.60	-0.06	0.19	-0.69
Cloruros	0.76	0.60	0.59	0.15	-0.27	-0.69
Sulfatos	0.44	0.34	0.36	-0.06	-0.08	-0.52
Alcalinidad	0.77	0.72	0.78	0.15	-0.41	-0.80
Aceites y Grasas	0.78	0.62	0.80	-0.21	0.06	-0.67
Caudal	0.80	0.71	0.70	-0.34	0.07	-0.73
QBR	-0.90	-0.82	-0.78	-0.15	0.28	1.00

Nota: Correlaciones entre los parámetros físico-químicos, calidad de bosque de ribera (QBR) y los diversos usos de suelo en el área de drenaje del río San Pedro y sus afluentes.

La comparación de los resultados físico-químicos (Anexo 1) con los valores máximos permisibles para la preservación de flora y fauna (Anexo 2) y los

criterios de calidad admisibles para aguas de uso agrícola (Anexo 3) del libro XI del TULAS estableció que la mayoría de valores de los parámetros se encuentran dentro de los límites, determinando que la calidad de agua de los ríos muestreados cumple con los requisitos de la legislación del Ecuador.

Los parámetros indicadores de contaminación presentan las concentraciones más altas en los puntos de mayor intervención en relación a los sitios de referencia. En el caso de los nitritos, el punto SP5 y M8 sobrepasan los límites máximos permisibles de la norma y los sitios SP6, SP7 y JAM a pesar de estar dentro de los límites máximos permisibles tienen concentraciones elevadas. Los fosfatos, a pesar de no tener registro en la legislación, presentan valores elevados en comparación con otras normativas, como la española (BOE, 2015), especialmente en los puntos de muestreo urbanos con mayor intervención SP5, SP6 SP7, JAM y M8 (zona baja de la cuenca). El amonio tiene valores altos en los puntos SP5, TAM y M8.

4.2. Materia orgánica y la calidad de la cuenca

Para la determinación de la materia orgánica y la calidad de la cuenca se realizaron correlaciones de Spearman Rank con las variables de materia orgánica gruesa libre de ceniza (MOLC), la materia orgánica gruesa seca (MS), el índice de hábitat fluvial (IHF) y los diferentes usos de suelo presente en la cuenca de estudio (Tabla 7).

Los resultados indicaron una ausencia de relación de la materia orgánica libre de ceniza (MOLC) con los seis usos de suelo de la cuenca del río San Pedro. Por otro lado la materia orgánica seca (MS) tuvo una clara relación con el manejo de uso de suelo, sobre todo en el año 2017, donde se obtiene una correlación inversamente proporcional con el área urbana, es decir cuando aumenta la zona urbana en el área de drenaje la materia orgánica gruesa disminuye.

Tabla 7.

Correlaciones de Spearman.

	Urbano	Agrícola/ Ganadero	Suelo descubierto	Bosque	Páramo	IHF
QBR	-0.90	-0.82	-0.78	-0.15	0.28	0.84
MS 2017	-0.67	-0.54	-0.34	-0.37	0.48	0.47
MS 2018	0.55	0.38	0.38	0.00	-0.11	-0.48
MOLC 2017	-0.26	-0.15	-0.30	0.03	0.17	0.16
MOLC 2018	0.52	0.52	0.49	-0.18	-0.15	-0.44

Nota: Rank entre índice de hábitat fluvial (IHF), calidad de bosque de ribera (QBR), materia orgánica gruesa libre de ceniza (MOLC), materia orgánica gruesa seca (MS) y los diversos usos de suelo en el área de drenaje de la cuenca del río San Pedro.

Con respecto al índice de hábitat fluvial (IHF) se puede observar que todos los puntos se encuentran en el rango adecuado, ≥ 60 (Tabla 8). A pesar de esto, los resultados tienen una relación negativa con el área urbana, agrícola/ganadera y suelo descubierto, principalmente dado por la ausencia de porcentaje de sombra en el cauce y la alteración de los regímenes de velocidad. La calidad de bosque de ribera se relaciona significativamente con el índice de hábitat fluvial.

Tabla 8.

Valores de IHF del río San Pedro y sus afluentes.

LOCALIDAD	IHF 2017	IHF 2018	IHF PROMEDIO
1.1 SP	95	95	95
1.2 SP	100	100	100
1.3 SP	100	86	93
2.1 SP	80	85	83
3.1 SP	77	95	86
3.2 SP	80	89	85
SP5	88	59	74
SP6	76	78	77
SP7	90	86	88
M8	83	71	77
TAMB	80	74	77
JAM	77	65	71

4.3. Respuesta de los macroinvertebrados acuáticos a los cambios de uso de suelo y QBR.

La diversidad de familias de macroinvertebrados fue mayor en los puntos de muestreo de mayor elevación debido a la baja intervención antrópica que presentan estos sitios. Además estas familias tienen los valores ABI (índice biótico andino) más altos, lo que confirma que estos ecosistemas presentan buen estado ecológico. Por otro lado los puntos más contaminados presentan abundancias altas de taxones que indican un elevado nivel de contaminación por su grado de adaptabilidad a ríos con baja calidad de agua (ANEXO 4).

Tabla 9.

Grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados por sitio de muestreo.

LOCALIDAD	Pr	RA	FR	RE	FI	Pa
1.1 SP	0.36	0.08	0.24	0.06	0.16	0.11
1.2 SP	0.26	0.20	0.20	0.27	0.07	0.00
1.3 SP	0.32	0.10	0.22	0.10	0.14	0.12
2.1 SP	0.30	0.10	0.23	0.18	0.09	0.10
3.1 SP	0.32	0.10	0.27	0.17	0.08	0.06
3.2 SP	0.27	0.10	0.31	0.17	0.06	0.09
SP5	0.32	0.14	0.23	0.09	0.05	0.17
SP6	0.35	0.01	0.21	0.06	0.11	0.25
SP7	0.27	0.09	0.30	0.10	0.08	0.16
M8	0.29	0.10	0.23	0.10	0.09	0.18
TAMB	0.26	0.12	0.28	0.15	0.06	0.14
JAM	0.22	0.16	0.24	0.14	0.06	0.17

PR=Predadores, RA=Raspadores, FR=Fragmentadores, RE=Recolectores, FI=Filtradores, PA=Parásitos.

Los valores obtenidos en la correlación de Spearman, entre los grupos funcionales alimenticios (Tabla 9) y los usos de suelo (Tabla 10) indican que mientras mayor es el área de bosque en la zona de drenaje va a existir mayor presencia de macroinvertebrados fragmentadores (FR) y una reducción de éstos en la zona de páramo, presuntamente por el tipo de formación vegetal natural. Por otro lado, mientras existe mayor alteración en la cuenca, como es el caso de suelos descubiertos, urbanos y agrícolas/ganaderos, hay mayor presencia de macroinvertebrados parásitos (PA).

Tabla 10.

Correlaciones de Spearman Rank.

	PR	RA	FR	RE	FI	PA
QBR PROM	0.196	-0.116	0.077	0.432	0.112	-0.912
Urbano	-0.132	0.082	-0.028	-0.498	-0.221	0.847
Agrícola/Ganadero	-0.154	0.210	0.049	-0.336	-0.434	0.692
Suelo descubierto	-0.273	0.105	0.133	-0.392	-0.154	0.762
Bosque	-0.035	-0.140	0.657	0.266	-0.441	-0.112
Páramo	0.049	0.126	-0.580	-0.042	0.524	-0.091

Nota: entre la proporción de los grupos funcionales de macroinvertebrados, los usos de suelo y la calidad de bosque de ribera (QBR) del río San Pedro

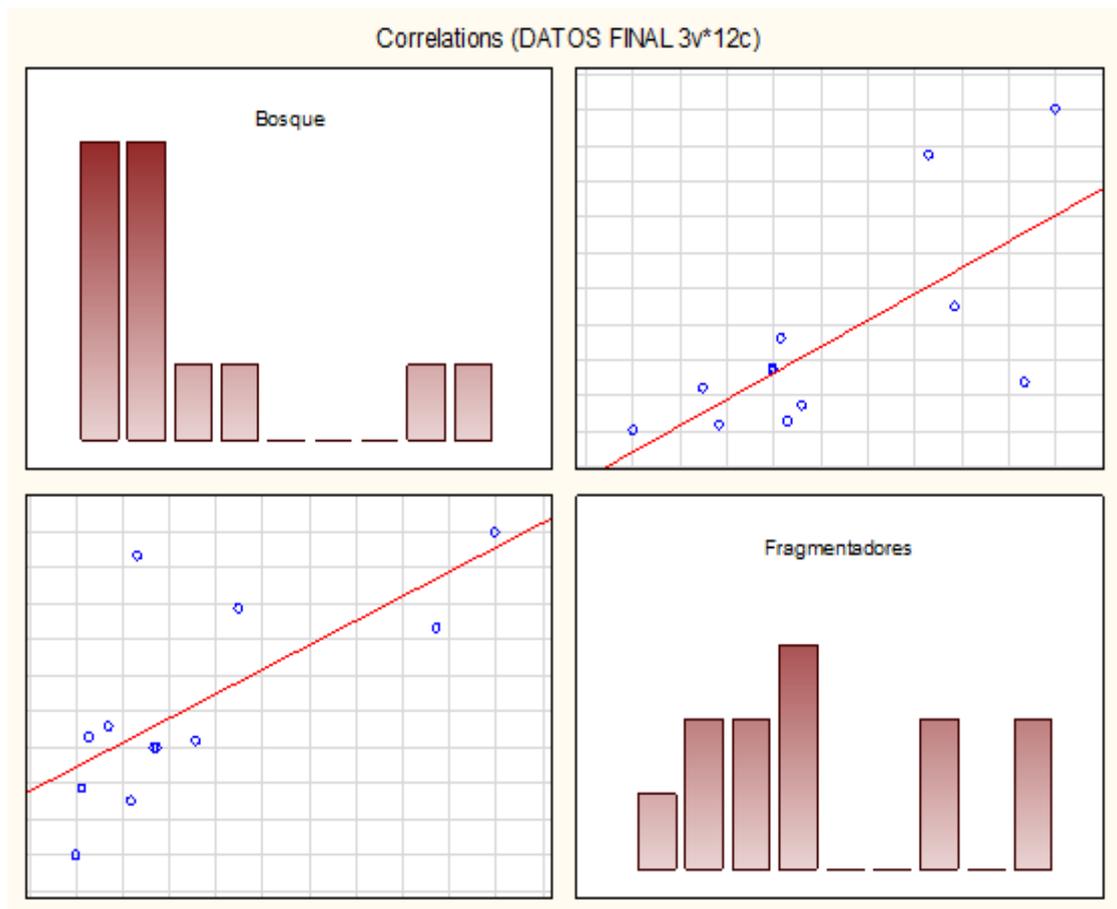


Figura 2. Gráfica de dispersión del porcentaje de macroinvertebrados fragmentadores vs uso de suelo bosque en la cuenca del río San Pedro

5. CAPÍTULO V. DISCUSIÓN

La calidad de bosque de ribera (QBR) presentó vegetación sin alteraciones en las zonas altas y un deterioro considerable en las zonas más cercanas a las áreas urbanas y de uso agrícola/ganadero, ubicadas en las partes más bajas de la zona estudiada. Esa variabilidad de datos se debe a la consecuencia de impactos negativos en la zona riparia generados principalmente por la expansión antropogénica y el aumento de suelos urbanos (Rodríguez-Téllez, 2012). Por lo tanto mientras más grande es el área de drenaje con intervención, existe mayor tendencia a la reducción de la conservación del bosque de ribera. En el caso de los puntos M8 y SP6 que tienen baja valoración en el índice y están relacionados con asentamientos urbanos, se tiene como principales

alteraciones a la presencia de basura, la cantidad de especies introducidas, la falta de cubierta vegetal y la presencia de infraestructuras en el lecho, características específicas de las zonas de la cuenca baja del río San Pedro (Acosta, 2009). Por otro lado, las áreas de bosque y páramo de referencia no se relacionan con el QBR, lo que indica que una buena conservación del área de drenaje no necesariamente muestra una buena conservación en la vegetación de ribera. Esto es coincidente con el estudio de Utschker, Rand, & Iserendino (2009) en la Patagonia argentina, donde los sitios de referencia con zonas de bosque no intervenido tienen una baja calidad en la franja ribereña generado principalmente por el ingreso de ganado vacuno al lugar.

Las áreas con mayor intervención y menor superficie de bosque ribereño están relacionadas proporcionalmente con el aumento de los parámetros físico-químicos indicadores de contaminación. Es decir, a medida que disminuye el QBR aumenta la temperatura del agua por la falta de cobertura vegetal. Por otra parte existe mayor concentración de sustancias tóxicas originadas de la lixiviación de sustancias agrícolas y contaminantes urbanos, ya que la capacidad buffer de protección de la vegetación de ribera se reduce (Ladrera, 2012). Además que a medida que aumenta la población existe también un número elevado de descargas de aguas residuales que inciden en la calidad físicoquímica y biológica de los ríos (Sousa & Ríos-Touma, 2017). Esto se ha dado principalmente porque la expansión urbana se ha desarrollado en áreas que no tienen sistema de disposición de aguas servidas disponiendo de forma directa estas descargas a los cuerpos de agua receptores sin previo tratamiento (EPMAPS, 2011). Es más una problemática en la ciudad de Quito es el bajo número de colectores de aguas residuales que tienen baja capacidad hidráulica causando inundaciones en las épocas de lluvia (EPMAPS, 2011). Por tal motivo los puntos de muestreo ubicados en la zona baja de la cuenca del río San Pedro tienen altas concentraciones de nitritos y fosfatos, principales indicadores de eutrofización y contienen altos niveles de sustancias tóxicas como el amonio, sulfuro y cloruro, que señalan presencia de alcantarillas y descargas de aguas urbanas e industriales (Villamarín, 2014).

Para los valores reportados de materia orgánica y calidad de la cuenca, se pudo notar que no existe relación de la materia orgánica gruesa libre de ceniza (MOLC) con los seis usos de suelo, probablemente por la baja cantidad de masa recolectada en las dos temporadas. Por el contrario, la materia orgánica gruesa seca (MS) tuvo relación, sobre todo en el año 2017, donde se observa una correlación inversa con el aumento de la zona urbana en el área de drenaje, siendo este uso de suelo el único que mostró alteración en esta variable. En general, mientras mayor es la conservación de la cuenca, el proceso de ingreso de materia orgánica y su descomposición mejora en los ríos, aumentado favorablemente a la condición ecológica (Rincón, 2017). Sin embargo no hemos encontrado esta relación con nuestros datos, probablemente debido a un muestreo insuficiente de la cantidad de materia orgánica, o a condiciones climáticas, ya que los años 2017 y 2018 fueron más lluviosos en relación a otros años. La alteración en la dinámica del caudal tiene dimensiones alarmantes, con crecidas fuertes en las áreas más degradadas, originadas por la presencia de infraestructuras y sobreexplotación del recurso principalmente por parte de las zonas urbanas y agrícolas/ganaderas, esto provoca el cambio de la disponibilidad del recurso y arrastre de la materia orgánica del río alterando el suministro de sedimentos y poniendo en riesgo la conservación de las especies (Pérez, 2010). Como lo menciona Neiff & Zozaya (1989) en su estudio en el río Paraná en Argentina, la abundancia y diversidad de macroinvertebrados disminuye considerablemente en las épocas de crecidas de larga duración del río, ya que las condiciones físicas para la adaptabilidad y desarrollo de los invertebrados se convierten en limitantes. Asimismo, el índice de hábitat fluvial se correlacionó de manera negativa con las mismas áreas de alta intervención, siendo la sombra en el cauce y los regímenes de velocidad las principales características afectadas. Estos resultados se asemejan a las alteraciones observadas por Baeza (2003) en diversos ríos en España, donde los cambios en las poblaciones biológicas de los ríos se producen por la variación del caudal, la misma que modifica la morfología fluvial, desplaza los hábitats de los organismos y arrastra el sustrato, disminuyendo la supervivencia de especies.

Dentro del análisis de macroinvertebrados con los usos de suelo y la calidad de bosque de ribera se observó una relación directamente proporcional de los macroinvertebrados trituradores con el área de bosque, uso de suelo que presenta un buen grado de conservación. Así lo afirma el estudio de Masese (2014) en Kenia, donde la riqueza, diversidad y densidad de los trituradores disminuyó en las áreas boscosas con vegetación intervenida en comparación a los bosques con plantas nativas. Existe una diversidad superior en las áreas de drenaje con menor intervención y una diversidad limitada pero con abundancias altas en la zona baja de la cuenca del río debido a la elevada proporción de macroinvertebrados parásitos adaptados a condiciones de contaminación. Estos resultados se asemejan el estudio en la Patagonia argentina, donde la diversidad de macroinvertebrados fue mayor en las áreas no intervenidas, en especial en los bosques nativos y por el contrario en los sitios urbanos la diversidad disminuyó considerablemente debido a la baja calidad de agua (Miserendino, 2011). De tal manera las familias que presentan una alta sensibilidad a cambios dentro del índice biótico andino (ABI) como Leptophlebiidae, Gripopterygidae, Anomalopsychidae aumentan principalmente en los puntos más altos de la cuenca del ríos San Pedro y mientras que Oligochaeta, Chironomidae y Psychodidae que son las taxas con menor sensibilidad tienen mayor presencia en los puntos más alterados.

El cambio de uso de suelo de la cuenca del río San Pedro ha alterado las variables a nivel de paisaje, siendo éstas más importantes que las variables locales ya que la protección del bosque de ribera no es suficiente para la restauración de las funciones ecológicas de los ríos. Como en el caso de la alteración de los usos del cordón montañoso y llanura aluvial de la cuenca del río Boroa en Chile, donde el principal responsable del deterioro ecológico de la cuenca es el componente humano, ya que altera las áreas de distribución y por consiguiente las capacidades productivas de los suelos colindantes al río y, en reacción a este ecosistema (Peña, Escalona, & Pincheira, 2011). En general los ecosistemas de bosque andino se encuentran disturbados, empezando su degradación desde las afueras de los asentamientos urbanos e intensificándola

una vez dentro (Sousa & Ríos-Touma, 2017). Las principales alteraciones en los puntos más urbanizados son los vertidos de aguas residuales de los asentamientos que no forman parte del ordenamiento territorial de la ciudad y la eliminación de desechos que en su mayoría son arrastrados tras las fuertes crecidas; cabe añadir que la contaminación por escorrentía desde las zonas de drenaje es una de las principales causas de degradación de estos ecosistemas (Sousa & Ríos-Touma, 2017).

En general las áreas que tienen mayor alteración presentan una relación negativa con la calidad de bosque de ribera y por consiguiente una baja calidad de agua en los ríos. De esta manera las variables como la conductividad, las concentraciones de iones o temperatura del agua pueden alterar la estructura de la comunidad de ciertos taxones (densidad y riqueza) (Boyero & Bailey, 2001). Por este motivo se puede definir que la densidad del bosque de ribera es capaz de controlar la sistematización de la funcionalidad del ecosistema y a la vez el ensamblaje de la comunidad de macroinvertebrados por la dinámica de la materia orgánica como fuente de alimento (Ríos-Touma, Encalada, & Prat, 2009). Las proporciones de los diferentes grupos funcionales alimenticios juntamente con la diversidad y abundancia de los macroinvertebrados acuáticos difieren entre la conservación del área de drenaje y la zona riparia. Como lo menciona Cheshire, Boyero & Pearson (2005), la alta diversidad de especies arbóreas genera el detritus para los macroinvertebrados, principalmente para los fragmentadores especializados, incluso en épocas con presencia de lluvias, vientos e inundaciones (Cheshire, Boyero, & Pearson, 2005). Con esto se consolida la información obtenida mediante la correlación de Spearman Rank que muestra una relación directamente proporcional entre el grupo de fragmentadores y la zona boscosa. Por esta razón se puede definir que existe mayor desarrollo de fragmentadores en zonas de bajo orden en los ríos, por concepto de continuidad fluvial y vegetación de ribera (Graça, Ferreira, & Coimbra, 2001).

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los diversos usos de suelo en las áreas de drenaje de la cuenca del río San Pedro presentan grandes alteraciones en los ríos exceptuando el páramo y los bosques andinos, cuyos ríos tienen mejor conservación ya que se ubican en las zonas de estudio más elevadas. Las distintas actividades que se ejecutan en los mosaicos de uso de suelo, que generan descargas y lixiviación a los ríos, provocan un aumento en los parámetros indicadores de contaminación, mismos que afectan a la calidad del agua y a la hidrología.

La diversidad alimenticia de los macroinvertebrados fue mayor en los puntos de muestreo más elevados por la reducida intervención de los ecosistemas, mientras que en las zonas bajas la diversidad fue menor pero existió mayor abundancia de ciertos taxones debido al grado de adaptabilidad a los medio contaminados. La materia orgánica es la principal fuente de alimento para los macroinvertebrados acuáticos de río de bosque, este parámetro presentó una reducción considerable en las zonas urbanizadas y con mayor intervención. Con respecto a la relación de la calidad de bosque de ribera y los usos de suelo con los macroinvertebrados acuáticos, se determinó que el grupo funcional alimenticio de fragmentadores tuvo presencia significativa en las zonas de bosque andino no disturbado y por otro lado mientras existía mejor calidad de bosque de ribera la presencia de macroinvertebrados parásitos disminuye considerablemente. La vegetación de ribera es muy sensible y puede ser afectada principalmente por el pastoreo y la expansión de asentamientos humanos. El cambio de los usos de suelo agrícola y urbano es la principal alteración de la vegetación natural de la franja riparia lo que provoca una reducción en la capacidad buffer incrementando la lixiviación de contaminantes a los ríos.

La conservación a nivel paisaje es igual de importante que la conservación del corredor ripario ya que la recuperación de la vegetación de ribera no es suficiente para restaurar las funciones ecológicas de un ecosistema acuático.

Los resultados de este estudio comprueban la necesidad de implementación de nuevas medidas para corregir los efectos que generan las actividades humanas y devolver de manera directa servicios de mejor calidad a la ciudadanía ya que muchos de estos afluentes son empleados en las zonas agropecuarias de la región. Para futuras investigaciones se recomienda mantener la metodología de muestreo de macroinvertebrados con la red Surber pero es necesario usar otro tipo de método para la cuantificación de materia orgánica particulada gruesa y de esta manera obtener relaciones más concisas respecto a las cantidades de materia orgánica presentes en los ríos y su relación con los parámetros de control ecológico empleados en este estudio.

REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & 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. *Limnetica*, 28(1), 35–64. <https://doi.org/10.1042/BJ20130013>
- Alonso, A., & Camargo, J. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, 14(3), 87–99. <https://doi.org/10.3989/graellsia.2006.v62.iExtra.123>
- American Public Health Association. (2017). *Method 2120: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Maryland: APHA.:
- Aparicio, M., Ballarín, D., Fernández, J., Corrochano, A., García, J., & González, G. (2015). Protocolo para la caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos en España. *Limnetica*10(2), 3–10. Recuperado el 11 de diciembre de 2018 de https://www.researchgate.net/publication/281112423_Protocolo_para_la_caracterizacion_hidromorfologica_de_masas_de_agua_de_la_categoria_rios_en_Espana
- Argüello, R., Cornejo, A., Boyero, L., & Santos, A. (2010). Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Capira, Panamá. *Tecnociencia*, 12(2), 57–70. Recuperado el 18 de diciembre de 2018 de <https://docplayer.es/82064948-Evaluacion-de-la-calidad-del-agua-en-la-cuenca-del-rio-capira-panama.html>
- Arocena, R., Bermúdez, C., & Marquisá, G. (2016). La autodepuración en arroyos de planicie puede interrumpirse por el ingreso de desechos vitivinícolas según el biomonitoreo con macroinvertebrados. *Hidrobiológica*, 26(3), 383–394. Recuperado el 26 de noviembre de 2018 de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972016000300383

- Aznar-Jiménez, A. (2000). Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las aguas. *Revista Interdisciplinaria de Gestión Ambiental*, 2(23), 12–19. Recuperado el 19 de diciembre de 2018 de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2926089>
- Baeza, D., Martínez, F., & García, D. (2003). Variabilidad temporal de caudales: Aplicación a la gestión de ríos regulados. *Ingeniería Del Agua*, 10, 469–478. Recuperado el 11 de noviembre de 2018 de <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099/2533/104article1.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Boyero, L., & Bailey, R. C. (2001). *Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream*. *Hydrobiologia*, 464(3), 219–225. Recuperado el 24 de noviembre de 2018 de <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1013922307096>
- Carrasco, S. (2014). Evaluación de la calidad de vegetación ribereña en dos cuencas costeras del sur de Chile mediante la aplicación del índice QBR , como base para su planificación y gestión territorial. *Gayana. Botánica*, 71(1), 1–9. Recuperado el 10 de diciembre de 2018 de https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S071766432014000100002&script=sci_arttext
- Chang, F. H., Lawrence, J. E., Ríos-Touma, B., & Resh, V. H. (2014). *Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: Assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(4), 2135–2149. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3523-6>
- Cheshire, K. I. M., Boyero, L. U. Z., & Pearson, R. G. (2005). *Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce*. *Freshwater Biology*, 50(5), 748–769. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01355.x>
- Domínguez, E., & Fernández, H. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Tucumán: Fundación Miguel Lillio.

- Dosskey, M. G., Vidon, P., Gurwick, N. P., Allan, C. J., Duval, T. P., Lowrance, R., & Michael, G. (2010). *The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams*. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 261–277. Recuperado el 14 de diciembre de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>.
- Draya, S., Dufour, A., & Thioulouse, J. (2018). *Package ade4. Analysis of Ecological Data: Exploratory and Euclidean Methods in Environmental Sciences*, 1(2), 4-11. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>>.License
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Naiman, R. J., Knowler, D. J., & Le, C. (2005). *Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges*. *Biological Reviews*, 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). Conceptos y técnicas en ecología fluvial, 12(6), 133–140. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- EPMAPS. (2011). *Estudios de actualización del plan maestro integrado de agua potable y alcantarillado para el Distrito Metropolitano de Quito*. Quito: Hanzel & Sawyer. Recuperado el 21 de noviembre de 2018, de https://www.aguaquito.gob.ec/sites/default/files/documentos/plan_maestro_alcantarillado.pdf
- Eyes-Escalante, M., Rodríguez-Barrios, J., & Gutiérrez-Moreno, L. C. (2012). Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta - Colombia). *Acta Biologica Colombiana*, 17(1), 77–91. Recuperado el 12 de diciembre de 2018 de <https://www.redalyc.org/html/3190/319028009006/>
- Fondo para la protección del agua (FONAG). (2006). Conservación del bosque Andino en el cantón Mejía. Quito: FONAG. Recuperado el 11 de diciembre de 2018 de http://www.fonag.org.ec/doc_pdf/2.pdf

Fondo para la protección del agua (FONAG). (2014). Modelación espacial para la determinación de áreas vulnerables al cambio climático, en las subcuencas de los ríos Pita, San Pedro y cuencas de los ríos Papallacta y Antisana. Quito: FONAG. Recuperado el 25 de octubre de 2018 de http://infoaguaguayllabamba.ec/images/PDF/cambio_climatico/03_METODOLOGIA

González, M., Ramírez, P., Meza, A., & Días, L. (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. *Boletín Científico Del Museo de Historia Natural*, 16(2), 135–148. Recuperado el 29 de octubre de 2018 de <https://revistas.up.ac.pa/index.php/tecnociencia/article/view/129>

Graça, M., Ferreira, R., & Coimbra, C. (2001). *Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers*. *Journal of the North American Benthological Society*, 20(3), 408–420. Recuperado el 23 de noviembre de 2018 de <https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.2307/1468038>.

Guerra, J. M. (2018). Influencia del uso del suelo sobre la calidad ecológica de la cuenca del río San Pedro, (Bachelor's thesis, Quito: UDLA).

Ladrera, R., Rieradevall, M., & Prat, N. (2013). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. *Revista de Didáctica* 1, 1–18. Recuperado el 12 de octubre de 2018 de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=401581>

Lamberti, G. A., Entrekin, S. A., Griffiths, N. A., & Tiegs, S. D. (2017). *Coarse Particulate Organic Matter: Storage, Transport, and Retention. Methods in Stream Ecology: Third Edition* (Vol. 2). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813047-6.00004-8>

León, E. (2012). La contaminación marina por fuentes terrestres: un problema global. *Novos Estudos Jurídicos*, 17, 113–124. Recuperado el 14 de octubre de 2018 de www.univali.br/periodicos

- Masese, F. O., Kitaka, N., Kipkemboi, J., Gettel, G. M., Irvine, K., & McClain, M. E. (2014). *Macroinvertebrate functional feeding groups in Kenyan highland streams: evidence for a diverse shredder guild*. *Freshwater Science*, 33(2), 435–450. <https://doi.org/10.1086/675681>.
- Merrit, D., Scott, M., Poff, L., Auble, G., & Lytle, D. (2010). *Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds*. *Freshwater Biology*, 55(1), 206–225. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02206.x>
- Merrit, R., & Cummis, K. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Iowa: Kendall.
- Miserendino, M. L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C. Y., Brand, C., & Kutschker, A. M. (2011). *Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams*. *Science of the Total Environment*, 409(3), 612–624. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.034>
- Morelli, E., & Verdi, A. (2014). *Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en cursos de agua dulce con vegetación ribereña nativa de Uruguay*. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1160–1170. <https://doi.org/10.7550/rmb.45419>
- Munné, A., Prat, N., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). *A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index*. *Limnetica*, 13(2), 147–163. <https://doi.org/10.1002/aqc.529>
- Neiff, D. E., & Zozaya, D. E. (1989). *Efecto de las crecidas sobre las poblaciones de invertebrados que habitan en macrófitas emergentes en islas del río Paraná*. *Revue D'hydrobiologie Tropicale*, 2(3400), 13–20. Recuperado el 29 de noviembre de 2018 de <http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:27344>

- Oleas, N. H., Ríos-Touma, B., Peña, P., & Bustamante, M. (2016). *Plantas de las quebradas de Quito*. Quito: Universidad Tecnológica Indoamérica. Universidad Tecnológica Indoamérica, Secretaría de Ambiente del DMQ, Fondo Ambiental del DMQ y FONAG.
- Ordóñez, M. (2011). Influencia del uso del suelo y la cobertura vegetal natural en la integridad ecológica de los ríos altoandinos al noreste del Ecuador. Quito: USFQ.
- Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y agricultura (FAO). (2016). *Estado mundial del recurso suelo*. Roma: FAO. Recuperado el 11 de septiembre de 2018 de <http://www.fao.org/3/a-i5126s.pdf>
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., & Bonada, N. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos, índice de diversidad de hábitat . *Limnetica*, 21, 115–133. Recuperado el 23 de septiembre de 2018 de https://www.researchgate.net/profile/Javier_AlbaTercedor/publication/263059276_El_habitat_de_los_rios_mediterraneos_Disenio_de_un_indice_de_diversidad_de_habitat/links/540ea32c0cf2d8daaacd5475.pdf.
- Peña, F., Escalona, M., & Pincheira, J. (2011). Cambio de uso del suelo en los geosistemas de la cuenca costera del río Boroa (Chile) entre 1994 y 2004. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias Universidad Nacional de Cuyo*, 43(2), 1–20. Recuperado el 25 de octubre de 2018 de <http://biblioteca.cehum.org/handle/123456789/670>.
- Pérez, A., Cuevas, M., Cotler H., González & Tharme, R. (2010). Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Revista ambiental, ciencia política pública*, 2(1), (25-31). Recuperado el 11 de septiembre de 2018 <http://www.revista.inecc.gob.mx/article/view/93#.XHRJ-sBKjIU>

- Pizarro, H., & Alemanni, M. (2005). Variables físico-químicas del agua y su influencia en la biomasa del perifiton en un tramo inferior del Río Luján, Buenos Aires. *Ecología Austral*, 15 (1), 73–88. Recuperado el 14 de octubre de 2018 de https://digital.bl.fcen.uba.ar/download/ecologiaaustral/ecologiaaustral_v015_n01_p073.pdf.
- Polasky, S., Nelson, E., Pennington, D., & Johnson, K. A. (2011). *The impact of land-use change on ecosystem services, biodiversity and returns to landowners: a case study in the state of Minnesota*. *Environmental and Resource Economics*, 48(2), 219–242. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9407-0>
- Prat, N., & Munné, A. (2014). Biomonitorio de la calidad del agua en los ríos ibéricos : lecciones aprendidas. *Limnetica*, 33 (1), 47–64. Recuperado el 12 de septiembre de 2018 de http://www.limnetica.com/Limnetica/Limne33/L33a047_Calidad_agua_rios_ibericos.pdf
- Rave, S., Montenegro, M., & Molina, L. (2013). Caída y descomposición de hojarasca de jungla neotrópica diels (1996) en un bosque montano andino, Pijao (Quindío), Colombia. *Actualidad Biológica*, 35(98), 33–43. Recuperado el 21 de octubre de 2018 de https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/34925917/TorresBejarano__Duque_y_Caraballo__2013.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A&Expires=1551129030&Signature=vQ3XoLNJPCUNIB5YMyidLjqdDZs%3D&responsecontentdisposition=inline%3B%20filename%3DHeterogeneidad_espacial_y_temporal_de_la.pdf#page=33
- Rincón, J., Merchán, D., Sparer, A., Rojas, D., & Zarate, E. (2017). La descomposición de la hojarasca como herramienta para evaluar la integridad funcional de ríos altoandinos del sur del Ecuador. *Revista de Biología Tropical*, 65(1), 321–334. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i1.23233>

- Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). *The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation*. *Revista de Biología Tropical*, 62, 249–273. Recuperado el 16 de octubre de 2018 de <http://diposit.ub.edu/dspace/handle/2445/64809>
- Ríos-Touma, B., Encalada, A. C., & Prat, N. (2009). *Leaf litter dynamics and its use by invertebrates in a high-altitude tropical andean stream*. *International Review of Hydrobiology*, 94(4), 357–371. <https://doi.org/10.1002/iroh.200811161>
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Tórres, R., & Turizo-Correa, R. (2011). Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(4), 1537–1552. Recuperado el 21 de septiembre de 2018 de <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/3418>
- Rodríguez-Téllez, E., Domínguez-Calleros, P., Pompa-García, M., Quiroz-Arratia, J., & Pérez-López, M. (2012). Calidad del bosque de ribera del río El Tunal, Durango, México; mediante la aplicación del índice QBR. *Gayana Botánica*, 69(1), 147–151. Recuperado el 28 de octubre de 2018 de https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S071766432012000100014&script=sci_arttext&tlng=en
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales*, 40(155), 254. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Romero, F. I., Cozano, M. A., Gangas, R. A., & Naulin, P. I. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(1), 1–2. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000100001>
- Segretin, M. (2013). Biomonitorio ambiental y tratamiento de efluentes. *ArgenBio*, 1–8. Recuperado el 22 de octubre de 2018 de <http://www.argenbio.org/adc/uploads/pdf/Biomonitorio%20y%20tratamiento%20de%20efluentes.pdf>.

- Sousa, R. da C. e, & Ríos-Touma, B. (2017). *Stream restoration in Andean cities: learning from contrasting restoration approaches*. *Urban Ecosystems*, 21(2), 281–290. Recuperado el 17 de octubre de 2018 de <https://link.springer.com/article/10.1007/s11252-017-0714-x>
- Springer, M. (2010). Monitoreo acuático. *Revista de Biología Tropical*, 58, 53–59. Recuperado el 19 de octubre de 2018 de https://www.researchgate.net/publication/317492369_Capitulo_3_Biomonitoreo_acuatico.
- Surber, E. W. (1937). *Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 66(1), 193–202. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1936\)66](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1936)66)
- Tomanova, S., Goitia, E., & Helešic, J. (2006). *Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams*. *Hydrobiologia*, 556(1), 251–264. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>
- Utschker, A., Rand, C., & Iserendino, M. (2009). Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral*, 19(1), 19–34. Recuperado el 14 de octubre de 2018 de https://www.researchgate.net/profile/Maria_Miserendino/publication/262141135_Evaluacion_de_la_calidad_de_los_bosques_de_ribera_en_rios_del_NO_del_Chubut_sometidos_a_distintos_usos_de_la_tierra/links/0deec536b8c3db01cf000000.pdf
- Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Peru. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 1072–1086. <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*. *Nature*, 467(7315), 555. <https://doi.org/10.1038/nature09440>

YSI. (2009). *Manual de usuario PRO ODO*. Yellow Spring: YSI. Recuperado el 10 de septiembre de 2018 de <https://www.y.si.com/File%20Library/Documents/Manuals/626279-Espanol-YSI-ProODO-Manual-de-Usario-RevC.pdf>

YSI. (2013). *User manual Pro 1030*. Yellow Spring: YSI. Recuperado el 18 de septiembre de 2018 de <https://www.y.si.com/File%20Library/Documents/Manuals/605182A-Pro1030-English-Web.pdf>

ANEXOS

Anexo 1. Resultado físico-químico de los doce puntos de muestreo (valores en rojo sobrepasan los valores máximos permisibles de la normativa ecuatoriana vigente).

LOCALIDAD	pH	Conductividad (uS/cm)	TDS (g/L)	Oxígeno (mg/L)	Oxígeno (%)	Temperatura	Turbidez (NTU)	Nitritos (mg/L)
1.1SP	7.82	149.95	80.40	8.53	109.45	7.75	2.50	0.003
1.2SP	7.71	208.95	116.25	8.40	110.60	8.65	1.00	0.003
1.3SP	8.49	370.25	206.10	8.04	105.45	8.30	8.50	0.003
2.1SP	7.89	137.60	76.10	10.16	103.40	8.30	3.50	0.006
3.1SP	7.60	199.40	137.15	7.63	93.65	9.35	1.50	0.003
3.2SP	7.41	245.70	139.65	7.74	95.90	9.85	4.50	0.005
SP5	8.55	799.00	446.50	7.66	106.30	15.80	6.50	0.111 ¹
SP6	7.61	658.00	367.00	9.37	112.05	16.45	3.00	0.015
SP7	8.03	446.40	248.95	9.57	111.40	14.55	4.50	0.013
JAM	8.14	274.15	153.40	9.45	102.95	11.40	13.50	0.039
TAM	7.97	180.15	99.50	9.95	103.35	9.90	3.50	0.004
M8	8.50	767.50	425.70	6.86	91.45	14.60	26.00	0.131 ¹

LOCALIDAD	Nitratos (mg/L)	Amonio (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	DBO5 (mgO2/L)	DQO	Cloruros (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	Alcalinidad (CaCO3/L)	Aceites Grasas (mg/L)
1.1SP	1.05	0.05	0.43	1.50	10.16	0.68	1.17	28.06	0.01
1.2SP	0.75	0.08	0.74	1.00	9.60	0.71	1.12	37.36	0.01
1.3SP	0.99	0.09	0.95	1.00	21.89	4.64	23.49	46.67	0.004
2.1SP	2.41	0.12	0.48	0.00	42.10	6.37	5.09	37.37	0.02
3.1SP	1.04	0.24	0.13	1.50	10.95	4.40	9.68	58.40	0.004
3.2SP	0.74	0.12	0.09	1.00	5.64	9.00	6.43	51.33	0.005
SP5	2.80	2.29	2.93	3.50	41.14	30.14	25.50	119.04	0.11
SP6	2.31	0.12	2.46	3.00	37.18	23.37	17.25	172.90	0.10
SP7	2.98	0.10	1.85	0.50	14.99	9.16	16.19	107.48	0.06
JAM	3.31	0.22	9.14	3.00	22.40	8.35	8.01	65.42	0.07
TAM	1.25	1.07	0.71	1.00	12.65	2.09	6.39	53.75	0.005
M8	2.77	1.23	4.96	7.00	41.76	20.32	17.94	149.46	0.13

¹ Concentraciones que exceden los límites máximos permisibles de la Tabla 3 del Libro XI del TULAS, criterios de calidad permisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces frías.

Anexo 2. Criterios de calidad permisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces frías (TULAS, LIBRO XI, ANEXO 1, TABLA 3)

Parámetros	Expresados	Unidad	Límite máximo permisible
			Agua fría dulce
Oxígeno Disuelto	O.D.	mg/l	No menor al 80% y no menor a 6 mg/l
Potencial de hidrógeno	pH		6, 5-9
Sulfuro de hidrógeno ionizado	H ₂ S	mg/l	0,0002
Amoniaco	NH ₃	mg/l	0,02
Cadmio	Cd	mg/l	0,001
Cianuro Libre	CN ⁻	mg/l	0,01
Zinc	Zn	mg/l	0,18
Cloro residual	Cl	mg/l	0,01
Estaño	Sn	mg/l	
Cobalto	Co	mg/l	0,2
Plomo	Pb	mg/l	
Grasas y aceites	Sustancias solubles en hexano	mg/l	0,3
Hierro	Fe	mg/l	0,3
Manganeso	Mn	mg/l	0,1
Mercurio	Hg	mg/l	0,0002
Níquel	Ni	mg/l	0,025
Nitritos		µg/l	60
Plaguicidas organoclorados totales	Concentración de organoclorados totales	µg/l	10,0
Plaguicidas organofosforados totales	Concentración de organofosforados totales	µg/l	10,0
Temperatura	°C		Condiciones naturales + 3 Max 20
Coliformes Fecales	nmp/100 ml		200

Anexo 3. Criterios de calidad admisibles para aguas de uso agrícola o de riego
(TULAS, LIBRO XI, ANEXO 1, TABLA 6)

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aluminio	Al	mg/l	5,0
Arsénico (total)	As	mg/l	0,1
Bario	Ba	mg/l	1,0
Berilio	Be	mg/l	0,1
Boro (total)	B	mg/l	1,0
Cadmio	Cd	mg/l	0,01
Cianuro (total)	CN ⁻	mg/l	0,2
Cobalto	Co	mg/l	0,05
Cobre	Cu	mg/l	2,0
Fluor	F	mg/l	1,0
Hierro	Fe	mg/l	5,0
Litio	Li	mg/l	2,5
Materia flotante	visible		Ausencia
Manganeso	Mn	mg/l	0,2
Molibdeno	Mo	mg/l	0,01
Mercurio (total)	Hg	mg/l	0,001
Níquel	Ni	mg/l	0,2
Organofosforados (totales)	Concentración de organofosforados totales.	mg/l	0,1
Organoclorados (totales)	Concentración de organoclorados totales.	mg/l	0,2
Plata	Ag	mg/l	0,05
Potencial de hidrógeno	pH		9-jun
Plomo	Pb	mg/l	0,05
Selenio	Se	mg/l	0,02
Sólidos disueltos totales		mg/l	3 000,0
Transparencia			mínimo 2,0 m
Vanadio	V	mg/l	0,1
Aceites y grasa	Sustancias solubles	mg/l	0,3
Coniformes Totales	nmp/100 ml		1 000
Huevos de parásitos		Huevos por litro	cero
Zinc	Zn	mg/l	2,0

Anexo 4. Densidad (ind/m²) de familias de macroinvertebrados por puntos de muestreo y su valor en el índice biótico andino (ABI)

FAMILIA	1.1 SP	1.2 SP	1.3 SP	2.1 SP	3.1 SP	3.2 SP	SP5	SP6	SP7	M8	TAMB	JAM	ABI
Anomolopsychidae	0	92.5	0	2	15	0	0	0	0	0	0	0	10
Arachnida	56	0	8	4	0	4	2	4	0	26	0	7	4
Baetidae	84	176	73	707	60	89	107	4	37	43	243	913	4
Blepharoceridae	0	61	2	0	0	2	0	0	0	0	2	35	10
Ceratopogonidae	2	2	11	9	148	17	15	0	17	2	60	13	4
Chironomidae	372	83.5	695	158	111	70	1078	804	1220	1539	2941	272	2
Crambidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	-
Dolichopodidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4
Dystiscidae	2	0	0	2	0	0	0	0	0	4	0	0	3
Elmidae	135	20.5	8	0	154	13	2	0	0	0	4	4	5
Empididae	21	7	78	0	4	2	10	4	17	10	45	6	4
Ephydriidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	2
Physidae	0	0	0	0	4	0	611	0	4	50	2	6	3
Glossiphoniidae	0	0	2	0	2	0	363	28	2	178	2	0	3
Glossosomatidae	0	91	0	0	10	8	0	0	2	0	21	2	7
Gordioidea	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	2	4

Gripopterygidae	4	7	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Helicopsychidae	0	70	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	10
Hyalellidae	41	22	0	2	2926	24	13785	824	4	682	0	10	6
Hydrobiosidae	11	0	2	0	2	0	0	0	0	0	4	4	8
Hydrochidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	-
Hydropsychidae	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Hydroptilidae	124	22	0	0	147	41	485	15	32	21	54	7	6
Leptoceridae	0	22	13	0	4	0	0	0	0	0	0	0	8
Limnephilidae	126	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Limoniidae	0	0	2	4	2	0	0	0	0	0	10	0	4
Muscidae	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
Oligochaeta	84	0	36	10	49	21	6723	221	167	3850	1393	1149	1
Planariidae	74	0	4	70	26	4	128	0	2	19	11	11	5
Psychodidae	0	4	0	0	72	6	69	0	0	102	13	22	3
Ptylodactilidae	0	0	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0	5
Scirtidae	0	0	0	0	4	6	0	0	0	0	0	0	5
Simuliidae	39	100	21	152	8	21	4	0	6	0	0	86	5
Sphaeriidae	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	3
Sthaphylinidae	0	0	0	0	0	0	2	0	0	15	0	2	3
Tipulidae	0	0	0	2	52	4	4	0	0	2	17	2	5
ABI	76	99	84	53	122	81	63	40	50	66	76	85	174

Anexo 5. Medición de parámetros físico-químicos en el punto de muestreo 1.1 SP.



Anexo 6. Sitio de muestreo 1.3 SP.



Anexo 7. Sitio de muestreo 3.1 SP.



Anexo 8. Muestreo de macroinvertebrados en el punto M8.



Anexo 9. Sitio de muestreo M8.



Anexo 10. Sitio de muestreo SP5.



Anexo 11. Sitio de muestreo SP7.



Anexo 12. Empleo de la red Surber.



Anexo 13. Cuenca del río San Pedro con los doce puntos de muestreo y usos de suelo.

