



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

INFLUENCIA DEL USO DEL SUELO SOBRE LA CALIDAD ECOLÓGICA
DE LA CUENCA DEL RÍO SAN PEDRO

AUTOR

Juan Manuel Guerra Miranda

AÑO

2018



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

INFLUENCIA DEL USO DEL SUELO SOBRE LA CALIDAD ECOLÓGICA DE
LA CUENCA DEL RÍO SAN PEDRO

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

Profesor Guía
PhD. Blanca Patricia Ríos Touma

Autor
Juan Manuel Guerra Miranda

Año
2018

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

"Declaro haber dirigido el trabajo, Influencia del uso del suelo sobre la calidad ecológica de la cuenca del Río San Pedro, a través de reuniones periódicas con el estudiante Juan Manuel Guerra Miranda, en el 2018-2, 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 DEL PROFESOR CORRECTOR

"Declaro haber revisado este trabajo, Influencia del uso del suelo sobre la calidad ecológica de la cuenca del Río San Pedro, de Juan Manuel Guerra Miranda, en el semestre 2018-2, 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.”

Juan Manuel Guerra Miranda

C.I.: 1722592530

AGRADECIMIENTOS

A mis docentes Blanca Ríos y Christian Villamarín por haberme brindado sus conocimientos y guiado durante la elaboración de este trabajo.

A mis amigos y colegas de la carrera por su apoyo incondicional en todo momento.

DEDICATORIA

A mis padres, porque todos mis logros son el reflejo de sus esfuerzos.

RESUMEN

En la actualidad el cambio del uso del suelo es un problema a nivel mundial ya que trae consigo una serie de impactos negativos muchos de los cuales provocan cambios en los ecosistemas acuáticos y la calidad del agua e incluso provocar afecciones a la salud humana. Este estudio se fundamenta en el análisis de la variación histórica de los usos del suelo de la microcuenca del Río San Pedro, en el Distrito Metropolitano de Quito, Ecuador, durante el periodo 2004-2017 y su influencia sobre la calidad ecológica de la misma, basándose en la utilización de imágenes Landsat, y sistemas de información geográfica, así como datos ambientales y biológicos para este periodo de tiempo. Los resultados reflejan que los usos de suelo agrícola-ganadero y urbano son los que tienen mayor repercusión sobre la calidad ecológica de los ríos. Además, se demostró una tendencia de pérdida de vegetación natural al ser reemplazada por usos urbano, agrícola-ganadero y suelo descubierto. Este estudio establece que debido a la dinámica entre el cambio de uso de suelo y sus efectos los servicios ecosistémicos es necesario desarrollar estrategias de gestión y ordenamiento territorial enfocadas en el manejo y conservación de los sistemas hídricos altoandinos de tal manera que se logre preservar la integridad y funcionalidad de la cuenca, manteniendo las actividades productivas sin perder los servicios ecosistémicos y la biodiversidad acuática.

Palabras clave: áreas de drenaje, cambio de uso de suelo, imágenes Landsat, calidad ecológica.

ABSTRACT

Nowadays, land use change is a global issue since it brings with it a series of negative impacts, many of which provoke changes in aquatic ecosystems and water quality and even lead to human health problems. This study is based on the analysis of the historical variation of the land use change of the San Pedro River micro-basin, in the Metropolitan District of Quito, Ecuador, during the period 2004-2017 and its influence on the ecological quality, based on the use of Landsat images, and geographic information systems, as well as environmental and biological data for this period. The results reflect that agricultural-livestock and urbanization land uses are those who have greater impact on the ecological quality of the river. In addition, the tendency of loss of natural vegetation was demonstrated, being replaced by urban, agricultural-livestock and bare soil land uses. This study establishes that due to the dynamics between the land use change and its effects on ecosystem services it is necessary to develop territorial ordering strategies focused on the management and conservation of high Andean water systems in such a way that their integrity and functionality are preserved, maintaining productive activities without losing ecosystem services and aquatic biodiversity of the river basin.

Key words: drainage areas, land use change, Landsat images, ecological quality.

ÍNDICE

1. Introducción	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Alcance	3
1.3 Justificación	4
1.4 Objetivos.....	5
1.4.1 Objetivo general.....	5
1.4.2 Objetivos específicos	5
2. Marco Teórico	6
2.1 Parámetros fisicoquímicos y su influencia en la calidad del agua.....	6
2.2 Parámetros biológicos.....	7
2.3 Factores hidromorfológicos.....	8
2.4 Calidad ecológica de los ríos.....	9
2.5 Imágenes Landsat.....	10
2.6 Estudio del uso del suelo a través de imágenes satelitales	11
3. Metodología.....	13
3.1 Descripción del área de estudio.....	13
3.2 Puntos de muestreo.....	13
3.3 Estaciones de referencia	14
3.4 Parámetros fisicoquímicos	15
3.4.1 Muestreo de agua	15
3.4.2 Factores fisicoquímicos	15
3.5 Parámetros biológicos.....	16
3.5.1 Muestreo de macroinvertebrados	16
3.5.2 Cálculo índice biológico ABI	17
3.6 Parámetros hidromorfológicos	17
3.6.1 Determinación de la calidad del hábitat fluvial	17

3.6.2 Evaluación de la calidad del bosque de Ribera	18
3.7 Valoración de la Calidad Ecológica.....	19
3.8 Imágenes satelitales periodo 2004-2017.....	20
3.9 Clasificación de Imágenes Satelitales	20
3.10 Evaluación de precisión.....	21
3.11 Análisis estadístico	21
4. Resultados	22
4.1 Estado actual de las estaciones de muestreo de la cuenca del Río San Pedro.....	22
4.1.1 Usos del suelo e índices biológicos, bosque de ribera y calidad ecológica año 2017.....	23
4.1.2 Evaluación de precisión del modelo de clasificación de uso de suelo	24
4.1.3 Estado de la calidad ambiental del sistema hídrico en función a los usos de suelo año 2017.	25
4.1.4 Parámetros fisicoquímicos año 2017	27
4.2 Estado de las estaciones de muestreo de la cuenca del Río San Pedro año 2004.....	28
4.2.1 Usos del suelo e índices biológico, bosque de ribera y calidad ecológica año 2004.....	29
4.2.2 Estado de la calidad ambiental del sistema hídrico en función a los usos de suelo año 2004.	30
4.3 Variación usos del suelo periodo 2004-2017.....	31
4.4 Variación índices de calidad periodo 2004-2017	34
5. Discusión	38
6. CONCLUSIONES.....	42
REFERENCIAS	43
ANEXOS	53

1. Introducción

1.1 Antecedentes

Las fuentes de agua dulce representan el 0.01% de este recurso a nivel mundial y un 0.8% del agua superficial. Esta pequeña fracción es la encargada de soportar al menos 100 000 especies animales y vegetales (Dudgeon et al., 2006). Además, un porcentaje representativo de la población mundial utiliza directamente los ríos, lagos, y pozos como fuente principal de agua de consumo (Herrera et al., 2017). Al verse alteradas por la intervención humana, el uso de estas fuentes hídricas puede representar un riesgo. Se ha demostrado que, a nivel mundial, las enfermedades provocadas por los efectos de la degradación de ecosistemas son responsables del 25% de muertes en niños menores a 5 años (Myers et al., 2013).

El cambio del uso del suelo es un problema a nivel global, ya que trae consigo una serie de impactos negativos como erosión, sedimentación, excesivo incremento de nutrientes e ingreso de sustancias tóxicas hacia los cuerpos hídricos. Todos estos impactos influyen sobre la calidad del agua, ecosistemas acuáticos y sus comunidades biológicas (Jun et al., 2011). Por lo tanto, el manejo inadecuado de las cuencas hidrográficas produce una pérdida de los servicios ecosistémicos de la misma (Herrera et al., 2017). Estos servicios son beneficios que el ser humano obtiene directa o indirectamente del medio, como por ejemplo provisiones y regulación de procesos como la filtración de patógenos y contaminantes de las fuentes de agua superficiales, estabilización del suelo, reducción de erosión y carga de sedimentos, entre otros (Herrera et al., 2017 & Wang et al., 2017). Los seres humanos son parte integral de los ecosistemas y a lo largo del tiempo los han ido alterando, cambiando el uso de suelo en mayor o menor escala e intensidad, degradando la estructura y funcionamiento del ecosistema lo que ha llevado a cambios en el bienestar de la población (Wang et al., 2017). Un claro ejemplo es la pérdida de calidad de agua, que es responsable de enfermedades gastrointestinales como la diarrea, la cual es la principal causa de mortalidad infantil a nivel mundial (Myers et al.,

2013). Las diferentes actividades humanas están cambiando los ecosistemas naturales de forma acelerada, trayendo consigo una serie de impactos los cuales muchas veces no han sido estudiados en su totalidad (Myers et al., 2013).

Los ríos andinos presentan una alta variabilidad natural en sus características físicas, químicas y biológicas provocadas especialmente por la gradiente altitudinal (Villamarín, Prat, y Rieradevall, 2014). Sin embargo, esta variabilidad es influenciada por las diferentes actividades humanas y usos de suelo, los cuales tienen una afectación directa sobre los servicios ecológicos e hidromorfología de los ríos ya que alteran significativamente las características mencionadas anteriormente (Fierro et al., 2017 y Villamarín et al., 2014). Actividades como agricultura, ganadería, deforestación, urbanización y explotación minera son las que generan un mayor impacto (Villamarín et al., 2014). Cada vez es más notorio como la contaminación difusa causada por las actividades mencionadas ha causado daños a largo plazo en los ecosistemas fluviales (Mwedzi, Bere & Mangadze, 2016).

En el Ecuador no se ha mantenido un manejo adecuado de los cuerpos hídricos como ríos, lagunas, arroyos, entre otros (Carrera y Fierro, 2001). A pesar de que en los últimos años se han desarrollado diversos estudios sobre las distintas presiones que afectan a los sistemas hídricos, estos se han realizado de manera dispersa. Por lo tanto, esta temática aún no se ha llegado a comprender en su totalidad (Villamarín, 2012). Además, se ha demostrado que a nivel mundial los ecosistemas de agua dulce son más susceptibles a la degradación y pérdida de biodiversidad que los ecosistemas terrestres (Sala et al., 2000).

En el caso de la cuenca el Río San Pedro, esta presenta diferentes tipos de uso de suelo como: bosque plantado, bosque natural, cultivos, pasto cultivado, vegetación arbustiva y herbácea, páramo, zonas pobladas e infraestructura. La zona norte de la cuenca presenta una mayor influencia de cambio de uso de suelo, debido a su cercanía con el Distrito Metropolitano de Quito y a zonas agrícolas que han aumentado en los últimos años. La vegetación natural y

páramos están siendo reemplazados por cultivos y zonas pobladas (Fondo para la Protección del Agua (FONAG), 2014).

Estudios realizados por Acosta, Ríos, Rieradevall y Prat en el 2009, demostraron que en ciertas zonas de la microcuenca del Río San Pedro ya existe una cierta degradación de calidad ecológica causada por los efectos del uso de suelo. También se determinó que la vegetación de ribera ha sido afectada al ser reemplazada por cultivos. Las zonas más afectadas fueron aquellas en las que hubo una fuerte presencia de actividad ganadera, agrícola y urbana. Además, en función de los datos recolectados en el periodo 2003-2004 por Ríos-Touma, se demostró que ciertos tramos del Río San Pedro, en especial las zonas bajas, existe la presencia de vertidos orgánicos, acumulación de basura, actividad ganadera y derivaciones de agua para usos ganaderos, industriales y urbanos. Debido al impacto causado por estas actividades se registraron bajos valores del índice biológico ABI, incluso con hábitats fluviales moderadamente apropiadas ($IHF > 40$), indicando una degradación en la calidad ecológica en determinados tramos del río. Estos resultados demuestran que ya en el 2004 se presentó una cierta afectación en la microcuenca del Río San Pedro provocada por el uso de suelo.

1.2 Alcance

Este proyecto de titulación abarcará el estudio sobre la variación histórica del uso del suelo y su relación con la calidad ecológica en la micro cuenca del Río San Pedro, cuenca alta del Río Guayllabamba, durante el periodo 2004-2017. Utilizando puntos de muestreo identificados previamente por Ríos-Touma, 2004 y Acosta et al., 2009. En el año 2017, en el proyecto "Ecological and microbiological status of the Upper Guayllabamba River Basin, historic trends, biodiversity threats and health risks" financiado y ejecutado por la UDLA, se volvió a estudiar estos sitios, proveyendo información actualizada sobre los mismos puntos. Se busca el análisis de esta información desde una perspectiva histórica que permita conocer más sobre la variación ecológica de

los sistemas hídricos en relación con el cambio de usos de suelo en el tiempo, la cual posteriormente podría ser utilizada por otros proyectos para planes de manejo, conservación, entre otros.

1.3 Justificación

Los ríos alto-andinos tienen una reconocida importancia a nivel tanto ecológico como económico y social (Villamarín, 2012). Estos proporcionan agua a centros urbanos y rurales, además son utilizados para la generación eléctrica y desarrollo de actividades productivas (Acosta et al., 2009). Es por esto que el manejo y conservación de estos sistemas debería ser un punto crítico de interés para los pobladores y gobiernos (Dudgeon et al., 2006). Lastimosamente, debido a las distintas realidades sociales y económicas es complicado alcanzar un equilibrio que beneficie al desarrollo económico y la conservación (Acosta et al., 2009).

En Latinoamérica los ecosistemas fluviales sufren de una constante degradación provocada por la expansión de la frontera agrícola y aumento de la población humana (Acosta et al., 2009) y Ecuador no es la excepción. Lo que produce que existan cambios en la provisión, valor y calidad de los servicios ecosistémicos (Polasky, Nelson, Pennington & Johnson 2010).

La degradación de las cuencas hidrográficas incluye la pérdida de cobertura vegetal y sus impactos sobre la hidrología del sistema (Herrera et al., 2017). Alteraciones como la transformación del bosque de ribera a campo agrícola o a uso urbano trae consigo una pérdida de la calidad del agua, debido a que estos ecosistemas pierden la capacidad de filtrar naturalmente contaminantes y agentes patógenos (Herrera et al., 2017). Dicha disminución de calidad implica que la degradación de los ecosistemas también tendrá efectos sobre la salud humana (Myers et al., 2013). De tal manera que la conservación del estado natural de las cuencas hidrográficas podría significar una inversión dentro del campo de salud pública, en especial para aquellos sectores rurales en donde

no existe un presupuesto para la construcción de infraestructura para el tratamiento de agua (Herrera et al., 2017).

Comprender de mejor manera cómo influye el acelerado cambio de uso de suelo en los ecosistemas fluviales y sus servicios ecológicos, podría contribuir a una mejor toma de decisiones en cuanto a políticas de conservación y ordenamiento territorial (Myers et al., 2013). Esto debido a que, al conocer el potencial beneficio de mantener el estado natural de los ecosistemas fluviales sobre la calidad de vida del hombre, se podría incentivar el desarrollo de una cultura de conservación. Gobiernos e instituciones podrían fomentar leyes de planificación territorial que tengan como objetivo alcanzar un desarrollo sostenible en donde se busque un equilibrio y organización del uso del espacio físico, manteniendo el capital natural de las cuencas hidrográficas y sus servicios ecológicos para beneficio de la población (Myers et al., 2013).

Con este trabajo de titulación se pretende analizar cómo se ve influenciada la de calidad ecológica de la cuenca del Río San Pedro, integrando factores físico-químicos, biológicos y porcentajes de uso de suelo utilizando sistemas de información geográfica.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Determinar los efectos del cambio de uso de suelo en la calidad ecológica del Río San Pedro, cuenca alta del río Guayllabamba.

1.4.2 Objetivos específicos

1. Establecer el estado actual de la calidad ambiental y biológica de la microcuenca del Río San Pedro en respuesta a los usos de suelo de la misma.

2. Analizar si los cambios de uso de suelo del periodo 2004-2017 están asociados a cambios en la calidad ecológica en el mismo periodo.

2. Marco Teórico

2.1 Parámetros fisicoquímicos y su influencia en la calidad del agua

Las bases del estudio de ecosistemas acuáticos están compuestas por el estudio de las propiedades fisicoquímicas del agua y sus características e implicaciones biológicas (Dodds, 2002). Los parámetros fisicoquímicos de los cuerpos hídricos son características que se encuentran determinadas por la variabilidad de las condiciones del sistema hidrográfico, especialmente las variables geológicas, climatológicas, vegetación y actividad humana (Toro et al., 2002). De manera más concreta la composición fisicoquímica del agua de un río estará fuertemente influenciada por factores naturales como precipitación, evaporación, geología de las rocas, solubilidad de materiales, tipo de suelo, procesos biológicos, vegetación y factores antrópicos como la contaminación y vertidos provenientes de distintas actividades humanas (Toro et al., 2002). Estas características inciden sobre los cambios geomorfológicos del sistema hídrico, el transporte de residuos humanos, actúan como un enlace entre los ecosistemas acuáticos y terrestres y, además, son un factor limitante en procesos de evolución de organismos (Dodds, 2002).

Son parámetros determinantes en cuanto a la naturaleza biológica de los ríos debido a que pueden llegar a modificar los hábitats en donde se desarrollan los organismos bióticos (Chapman, 1996). Es decir, son un factor limitante para la supervivencia de la flora y fauna acuática (Meme, Arimoro, & Nwadukwe, 2014). Entre los más influyentes con una fuerte afectación sobre los ecosistemas loticos están pH, oxígeno disuelto, concentración de nutrientes,

temperatura, salinidad, DBO, DQO, sólidos disueltos y metales pesados (Meme et al., 2014).

Por lo tanto, el estudio de estos elementos permite tener un mejor entendimiento de la relación que existe entre ellos y los procesos ecosistémicos y comunidad biológica (Toro et al., 2002). Así como realizar una evaluación de los impactos generados por la intervención humana (Rincón Galán, Daza Ardila, & Castrillón Cardona, 2011).

2.2 Parámetros biológicos

Los cuerpos fluviales son ecosistemas complejos que se caracterizan por poseer la presencia de diferentes hábitats que albergan a comunidades de organismos biológicos (Chapman, 1996). Se puede encontrar tres componentes principales en la estructura de estos sistemas: zona acuática, terrestre y planicie de inundación. Cada una de las cuales posee sus propias características hidrológicas y su interacción influirá sobre la composición y distribución de la comunidad biológica que habita a lo largo del cauce (Chapman, 1996).

Diferentes tipos de comunidades han sido utilizadas como bioindicadores para el estudio y evaluación de la calidad del agua, (Salomoni, Rocha, Hermany & Lobo, 2011). Un bioindicador es “Un proceso biológico, especie o comunidad utilizados para medir la calidad de un ecosistema y como cambia con el tiempo” (Holt & Miller, 2010). Los bioindicadores permiten realizar una evaluación tanto de impactos fisicoquímicos como de alteraciones en el hábitat en una escala de tiempo (Holt & Miller, 2010).

El biomonitoreo utilizando macroinvertebrados acuáticos, es uno de los métodos más conocidos para la evaluación de impactos humanos sobre ecosistemas de agua dulce (Bonada, Prat, Resh & Statzner, 2006). Principalmente debido a que estos organismos cumplen con una serie de características requeridas para estudios de bioindicación (Prat, Ríos, Acosta y

Rieradevall, 2009). Entre estas características está su alta distribución geográfica, alta riqueza de especies, sedentarismo, ciclos de vida largos, facilidad de muestreo, taxonomía general conocida, sensibilidad frente a diferentes fuentes de contaminación e información bibliográfica de diversos estudios sobre los efectos de la contaminación en diferentes especies (Prat, et al.2009).

El índice ABI (Andean Biotic Index) evalúa la calidad biológica basándose en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. El ABI es una adaptación del índice BMWP, en la cual se incluyen únicamente las familias de macroinvertebrados presentes en los ríos Alto Andinos (Ríos-Touma, Acosta & Prat, 2014). Consiste en asignar una puntuación a las familias de macroinvertebrados en relación con su capacidad de tolerancia frente a diferentes presiones. El resultado final será la sumatoria de las puntuaciones de todas las familias identificadas, si el valor final es bajo no se puede considerar que el río tenga un buen estado ecológico (Acosta et al., 2009).

2.3 Factores hidromorfológicos

La hidromorfología es una rama de la hidrología, encargada del estudio de la estructura, morfología y evolución de los recursos hídricos a lo largo del tiempo. Esta ciencia ha empezado a desarrollarse en respuesta a los impactos producidos por las presiones humanas sobre los sistemas hídricos, como el crecimiento demográfico y usos del suelo (Vogel, 2011).

Es necesario tomar en cuenta los parámetros hidromorfológicos al momento de evaluar cursos fluviales, debido a que estos juegan un papel importante en cuanto al estado ecológico de los ecosistemas acuáticos (Pardo et al., 2002). Factores como el hábitat fluvial y bosque de ribera permiten establecer una relación con factores biológicos y de calidad ecológica (Pardo et al., 2002).

El hábitat fluvial es el suministro de espacio físico y fuente de alimento de las comunidades bióticas. La heterogeneidad de este espacio es considerada como uno de los factores clave en cuanto a la influencia de la presencia de macroinvertebrados acuáticos en una determinada zona (Voelz & McArthur, 2000). El bosque de ribera forma parte del hábitat fluvial, es la vegetación presente a los lados de ríos y arroyos. Tiene la capacidad de proteger el canal frente a cambios temporales ya que actúa como un buffer receptor de contaminantes (Whiting & Pomeranets, 1997). La alteración del canal y el bosque de ribera disminuye la diversidad de comunidades biológicas, aun cuando la calidad del agua sea buena (Encalada, Rieradevall, Ríos, García y Prat, 2011).

El índice de heterogeneidad de hábitat fluvial (IHF) evalúa el estado general del hábitat fluvial y refleja los aspectos que podrían influenciar en la composición y estructura de comunidades bióticas (Acosta et al., 2009). Valores del IHF menores a 40 puntos reflejan fuertes limitaciones de calidad de hábitat, teniendo como un valor óptimo 75 (Pardo et al., 2002).

El índice QBR-And evalúa la calidad de la vegetación de ribera. Analiza el grado y calidad de cubierta vegetal presente, estructura vertical de vegetación y el grado de naturalidad del canal. Mediante la evaluación de estos apartados se puede analizar la calidad ambiental del bosque ripario (Munné, Prat, Solà, Bonada & Rieradevall, 2003).

2.4 Calidad ecológica de los ríos

La calidad del agua es la condición en la que se encuentra el agua con respecto a sus propiedades físicas, químicas y biológicas en su estado natural o luego de la intervención humana, con relación a su capacidad de sostener diferentes usos y procesos (National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 2011). Determina los requisitos de especies bióticas que habitan en una zona y tipo de uso humano que se le puede dar al recurso (NOAA, 2011).

Algunos de los factores a considerarse para tener un mejor entendimiento sobre el valor de la calidad del agua son: el valor del agua para uso humano, valor de la pesca, preservación de especies y hábitats en su estado natural y los beneficios ecosistémicos que estos proveen (Dodds, 2002).

La calidad ecológica de los ríos es una medida integral sobre el estado de un ecosistema en un momento determinado en el que se evalúa el ambiente acuático y los alrededores del río (Encalada et al., 2011). El manejo de los recursos hídricos influye directamente sobre la salud de los ecosistemas acuáticos. Conocer el estado de salud de los ríos permite identificar problemas y proponer soluciones para hacer frente a la contaminación que amenaza con interferir en la integridad del medio acuático y la calidad del agua (Encalada et al., 2011).

El índice ECOSTRIAND es una herramienta que permite determinar la calidad ecológica de un ecosistema fluvial, integrando parámetros hidromorfológicos, comunidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua (Acosta et al., 2009).

2.5 Imágenes Landsat

Consiste en un conjunto de imágenes multiespectro, provenientes de los satélites "Landsat". Este es un programa manejado por la NASA y el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Puesto en marcha en 1972, permite el estudio y observación de la superficie del planeta Tierra (United States Geological Survey (USGS), 2012).

Actualmente se encuentra disponible información nivel 1 de los satélites Landsat 5, Landsat 7 y Landsat8, sin embargo, únicamente los dos últimos continúan recopilando información (USGS, 2012). El satélite Landsat 7 cuenta con el sensor Enhanced Thematic Mapper (ETM+) y sus productos incluyen un total de 8 bandas espectrales. Por otro lado, Landsat 8 posee el sensor Operational Land Imager (OLI) y sus productos contienen un total de 9 bandas

espectrales. Las imágenes nivel 1 poseen un formato "GeoTIFF", cuentan con una resolución de 30 metros por pixel, proyección espacial UTM y sistema de coordenadas geográficas WGS84. Están compuestas por una serie de bandas espectrales, las cuales pueden formar distintas combinaciones, resaltando determinadas características de la imagen para cada caso de estudio (USGS, 2012).

Desde los años 70s las imágenes Landsat han proporcionado los recursos necesarios para el desarrollo de una amplia gama de estudios de cobertura vegetal a nivel mundial. Se han utilizado para abordar temas como agricultura, geología, uso del suelo, cambios globales, desastres naturales, entre otros (USGS, 2012).

2.6 Estudio del uso del suelo a través de imágenes satelitales

El conjunto de características presentes en una determinada superficie terrestre es denominado como cobertura del suelo. Por otro lado, el uso del suelo está definido como los cambios y modificaciones impulsados por el hombre en el medio para alcanzar un fin en específico, como por ejemplo: fines agrícolas, industriales, urbanos o de recreación (Kuchay & Ramachandra, 2016). En los últimos 50 años se han producidos intensos cambios de uso del suelo deteriorando significativamente los ecosistemas naturales a medida que incrementa la urbanización (Martínez et al., 2009).

El cambio de uso de suelo se produce por la interacción dinámica entre factores ecológicos, geográficos, económicos, ambientales y sociales que se interrelacionan entre sí (Zang & Huang, 2006). El acelerado crecimiento demográfico trae consigo una serie de necesidades acelerando el proceso de estas interacciones (Reis, 2008 & Kuchay & Ramachandra, 2016). Produciendo impactos que son causados principalmente por un inadecuado manejo y gestión de tierras agrícolas-ganaderas, urbanas y forestales. (Reis, 2008). Los

paisajes están cambiando de manera irreversible por efecto de las actividades humanas (Foley et al., 2005).

Estudios del cambio histórico de uso del suelo son de gran importancia ya que permiten comprender las interacciones entre el desarrollo humano y procesos naturales dentro de una escala temporal y espacial (Duong, 2016 & Reis, 2008). Además de brindar información sobre la trayectoria temporal de distintos procesos relacionados con la deforestación, erosión, pérdida de biodiversidad y datos actualizados sobre la ubicación de poblaciones, recursos agrícolas y forestales (Camacho-Sanabria et al., 2015 & Duong, 2016).

La utilización de imágenes satelitales es una alternativa efectiva que permite realizar análisis y estudios del uso de suelo de manera confiable, debido a su disponibilidad a nivel global, continua actualización de información y resolución espectral (Huang, Legarsky, & Othman, 2007 & Kokalj & Oštir, 2007). La utilización de estas imágenes es cada vez más frecuente, especialmente para el análisis de cambios de uso de suelo en un horizonte de tiempo ya que a partir de estas se puede identificar, describir, cuantificar, explicar y localizar las fases de cambio que sufren los ecosistemas naturales por efecto del cambio de uso del suelo en un área determinada (Camacho-Sanabria et al., 2015).

Para poder efectuar este tipo de estudios es necesario efectuar un procesamiento de las imágenes, el cual consiste en el análisis y clasificación de píxeles de la misma, de tal manera que se identifiquen los usos de suelo de interés dentro del área de estudio (Kokalj & Oštir, 2007). Para esta clasificación es necesario la utilización de Sistemas de Información Geográfica (GIS), este tipo de softwares proporcionan un medio que facilita la recopilación, almacenamiento, visualización y análisis de datos digitales requeridos en estudios de cambio de uso del suelo (Reis, 2008).

La clasificación supervisada es un método mediante el cual el usuario determina, a través de muestras, las áreas (píxeles) conocidas que pertenecen a un uso de suelo en particular, para que posteriormente el software, basándose en la información ingresada por el usuario, calcule las firmas

espectrales para cada uso de suelo especificado por el operador (Kokalj & Oštir, 2007).

3. Metodología

3.1 Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en la microcuenca del río San Pedro, la cual nace al Sur Oriente de la hoya de Quito en los Illinizas (Fondo para la Protección del Agua (FONAG), 2006). Sus principales afluentes son Corazón, Atacazo, la Viudita, Rumiñahui y Pasochoa. El río San Pedro es utilizado para agricultura, ganadería y consumo humano para el Distrito Metropolitano de Quito (FONAG, 2006). La temperatura media es de 11.6°C con una precipitación media anual de 1472.79mm (FONAG, 2006). Forma parte de la cuenca alta del río Guayllabamba ubicada en la región Sierra del Ecuador en la provincia de Pichincha teniendo como desembocadura el Océano Pacífico por medio del río Esmeraldas (FONAG, 2009).

Para la determinación del uso de suelo sobre la calidad ecológica de los ríos se identificaron los siguientes usos: urbano, agrícola-ganadero, suelo descubierto, bosque, páramo y vegetación natural, siendo esta última la sumatoria de los usos de suelo bosque y páramo. Los cuales fueron evaluados en un rango altitudinal de entre los 2400 a 3600m.

3.2 Puntos de muestreo

Se utilizaron las estaciones de muestreo definidas por Ríos-Touma 2004 y Acosta et al., 2009. Para seleccionar estas estaciones se siguió un conjunto de

recomendaciones como la ubicación en lugares estratégicos para la evaluación de calidad de agua (Acosta et al., 2009). Para este proyecto de investigación se seleccionaron 14 estaciones de muestreo y se determinó el área de drenaje correspondiente a cada una de ellas utilizando la herramienta geográfica Arcmap 10.4.1 (Ver figura 1). El punto SP4 definido en el 2004 tuvo que ser cambiado debido al embaulamiento del río. Por lo tanto, para el año 2017 se utilizó una nueva ubicación para dicha estación.

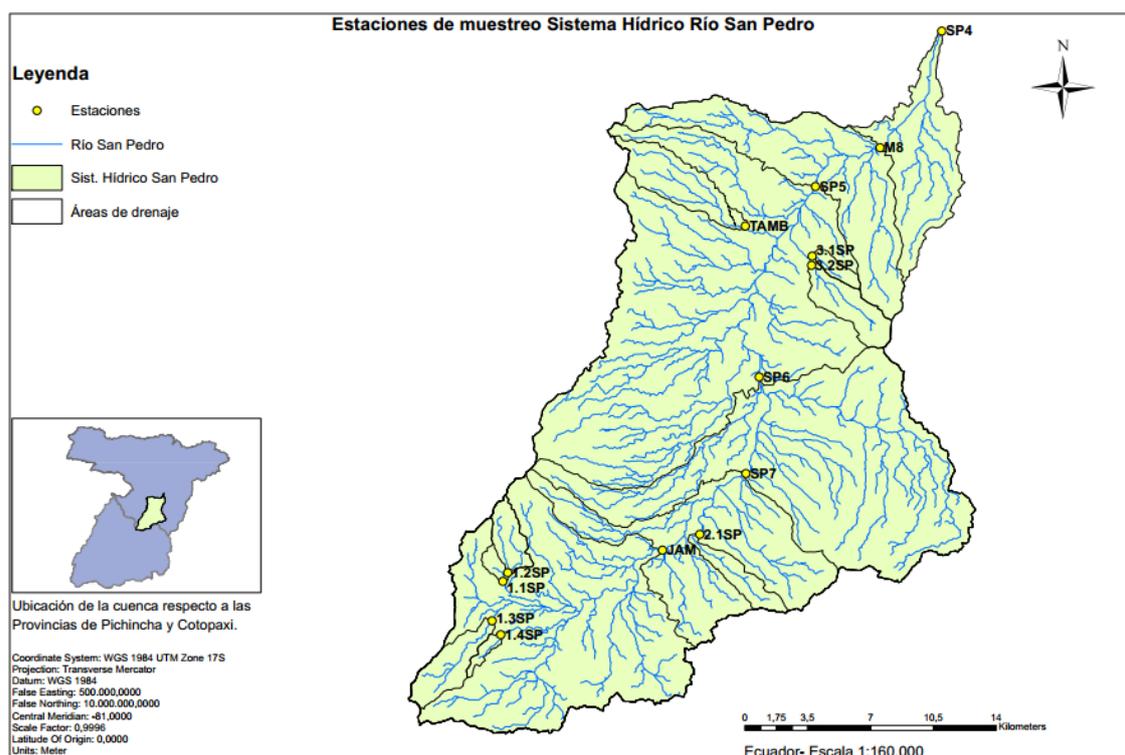


Figura 1. Estaciones de muestreo sistema hídrico San Pedro.

3.3 Estaciones de referencia

Para definir una estación de referencia se utilizó el protocolo de referencia de ríos andinos desarrollado por Acosta et al., 2009. El protocolo consta de cuatro apartados: cuenca, hidrología, tramo y lecho, especificados en el anexo 1. Cada uno de ellos fue valorado en criterios de "Poco, medio o mucho", para

esto se utilizaron valores aproximados pre-establecidos (Ver anexo 2) (Acosta et al., 2009).

Para la evaluación del apartado "cuenca" se utilizó información disponible en formato .shp (shape file). El bloque hidrología fue evaluado utilizando información disponible sobre la cuenca o con aquella levantada del punto de muestreo. Mientras que los apartados tramo y lecho fueron calculados mediante la observación en campo. Una vez valorado cada apartado se procedió a realizar una sumatoria para obtener una puntuación final. Para que la estación sea considerada como referencia deberá tener una puntuación total superior a 100 y como mínimo 20 en cada uno de los apartados (Acosta et al., 2009).

3.4 Parámetros fisicoquímicos

3.4.1 Muestreo de agua

Los muestreos de agua fueron realizados por parte del proyecto "Ecological and microbiological status of the Upper Guayllabamba River Basin, historic trends, biodiversity threats and health risks" financiado por la Universidad de las Américas.

Para la toma de muestras se limpió los recipientes enjuagando con el agua del río al menos 6 veces. Los recipientes fueron etiquetados y llenados por completo, posteriormente se los tapó impidiendo que quede aire en la parte superior. Finalmente fueron llevados al laboratorio donde se los conservaron a una temperatura de 4°C (Jáimez-Cuéllar et al., 2002).

3.4.2 Factores fisicoquímicos

Se realizó la medición in situ de los parámetros pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad utilizando las sondas multiparámetros Mettler Toledo y

YSI Pro-30. Se sumergió la sonda en el agua esperando que se estabilice para obtener la lectura final en la pantalla. Adicionalmente se realizaron análisis de las muestras de agua en los laboratorios del grupo de investigación BIOMAS en la Universidad de las Américas; para la evaluación de parámetros como color, turbidez, nitritos, nitratos, fosfatos, sulfatos, aceites y grasas y coliformes fecales. Para ello se siguió los métodos estandarizados American Public Health Association (APHA) (Acosta et al., 2009). Posteriormente se procedió a comparar los resultados con los criterios de calidad para la preservación de flora y fauna en agua dulce del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Medio Ambiente del Ecuador (TULSMA).

3.5 Parámetros biológicos

3.5.1 Muestreo de macroinvertebrados

Al igual que en el caso de los muestreos de agua, el muestreo biológico fue realizado por el proyecto de investigación de la Universidad de las Américas.

Se realizó en la temporada seca utilizando una red D-net con malla de 250 micrómetros mediante un muestreo cualitativo multihábitat, el cual consiste en colocar la red por todos los tipos de sustratos presentes en la zona de muestreo (Acosta et al., 2009). Colocando la red a contracorriente se remueve el sustrato aguas arriba utilizando las manos o los pies, se realiza un movimiento en forma de zig zag, de manera que todo el material removido quede atrapado en la red. Se colocó toda la muestra recolectada en una bandeja blanca donde se limpió las piedras, troncos y raíces que hayan quedado atrapados (Jáimez-Cuéllar et al., 2002).

Posteriormente se etiquetaron las muestras y se las conservó en alcohol al 90% para ser llevadas al laboratorio en donde se realizó una separación, conteo e identificación de individuos a nivel de familia o género (Ríos-Touma, 2004).

3.5.2 Cálculo índice biológico ABI

El índice ABI asigna una puntuación de 1 a 10 a cada familia de macroinvertebrados, basándose en su tolerancia frente a perturbaciones en el medio. En donde 10 indica una alta sensibilidad a la contaminación y 1 una fuerte tolerancia a perturbaciones (Ríos-Touma et al., 2014). Luego de haber identificado las muestras de macroinvertebrados a nivel de familia, se les asignó su valor correspondiente propuesto por el índice. Para el cálculo del índice se sumaron las puntuaciones obtenidas por la presencia de cada familia, obteniendo así la puntuación final (Ver tabla 1). Si en un mismo punto se identificó más de un individuo por familia, se registró su puntuación una única vez (Ríos-Touma et al., 2014).

Tabla 1.

Rangos del estado de clase ecológicas para la cuenca del Río Guayllabamba propuestas por el índice ABI.

ABI	Ecuador
Muy Bueno	>96
Bueno	59-96
Moderado	35-58
Malo	14-34
Pésimo	<14

Tomado de Acosta, Ríos, Rieradevall y Prat, 2009, p. 47.

3.6 Parámetros hidromorfológicos

3.6.1 Determinación de la calidad del hábitat fluvial

Para la determinación de la calidad del hábitat fluvial, se utilizó el índice de Heterogeneidad del Hábitat Fluvial IHF, el cual consta de 7 apartados que deben ser evaluados (Ver anexo 3) (Pardo et al., 2002).

Primero se seleccionó el área de observación, con una longitud aproximada de 100m. Luego utilizando las hojas de campo (Ver anexo 3) se analizó independientemente cada uno de los apartados mediante observación, dando una valoración a cada bloque. Finalmente se realizó una sumatoria de las puntuaciones obtenidas (Ver tabla 2) (Pardo et al., 2002).

Tabla 2.

Rangos de calidad del hábitat fluvial según índice IHF.

Rango de calificación	Calificación
≥60	Adecuado
40-60	Con limitaciones
≤40	Limitado

Tomado de Villamarín, Prat y Rieradevall, 2014, p.1077.

3.6.2 Evaluación de la calidad del bosque de Ribera

Se utilizó el Índice de la calidad de la vegetación de ribera andina (QBR-And) para evaluar la cobertura vegetal (Munné, Solà y Prat, 1998 y Munné, Prat, Solà, Bonada, & Rieradevall, 2003). La evaluación de este índice se realizó mediante la observación. Para la selección del área a ser estudiada, se determinó un tramo, aguas arriba de la estación de muestreo, con una longitud de 100m (Jáimez-Cuéllar et al., 2002).

El índice consta de 4 apartados (ver anexo 4) los cuales fueron analizados independientemente. Para cada bloque se eligió una de las cuatro puntuaciones (0, 5, 10 ó 25), en función del cumplimiento de la condición exigida. Posteriormente la puntuación seleccionada fue modificada mediante la suma o resta de los valores de las condiciones especificadas abajo de cada bloque. La puntuación de cada apartado tendrá como máximo un valor de 25 mínimo 0 (Jáimez-Cuéllar et al., 2002). La valoración final fue la sumatoria de los resultados obtenidos en cada bloque, a partir de la cual se determinó la calidad de la vegetación de ribera (ver Tabla 3).

Tabla 3.

Rangos de calidad de la vegetación de ribera según 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, Ríos, Rieradevall y Prat, 2009, p. 42.

3.7 Valoración de la Calidad Ecológica.

La calidad ecológica fue determinada a partir del índice ECOSTRIAND (ECOLOGICAL STATUS RIVER ANDEAN) establecido por Acosta et al., en el 2009.

Para el cálculo de este índice se debe haber valorado previamente el índice IHF. Si el puntaje obtenido en la evaluación del hábitat fluvial fue superior a 40, se puede asegurar que los valores del índice no serán influenciados por una falta de heterogeneidad del hábitat (Acosta et al., 2009). También se requiere haber calculado los índices biológicos ABI y de calidad de bosque de ribera QBR-And. Teniendo las puntuaciones de estos dos índices se determinó el valor cualitativo de la calidad ecológica a partir del índice ECOSTRIAND (Ver tabla 4). Posteriormente se procedió a dar una valoración cuantitativa al índice con valores entre 1-5 en donde 1 representa una pésima calidad y 5 una muy buena ecológica.

Tabla 4.

Propuesta de la calidad ecológica de los ríos establecida por el índice ECOSTRIAND para la cuenca del Río Guayllabamba.

ABI	QBR-And		
	>75	45-75	<45
>96	Muy bueno	Bueno	Regular
59-96	Bueno	Regular	Malo
35-58	Regular	Malo	Pésimo
<35	Malo	Pésimo	Pésimo

Tomado de Acosta, Ríos, Rieradevall y Prat, 2009, p. 48.

3.8 Imágenes satelitales periodo 2004-2017

Para el análisis del cambio de uso del suelo se utilizaron imágenes satelitales Landsat nivel 1 del periodo 2004-2017, ambas con una resolución de 30x30m. Las imágenes Landsat fueron obtenidas a través de la herramienta EarthExplorer, del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) cubriendo el área total de la cuenca del Río San Pedro.

La imagen del año 2017 fue obtenida del satélite Landsat 8 OLI, mientras que la del año 2004 del satélite Landsat 7 ETM+. Se buscó que estas escenas tengan poca cobertura de nubes sobre el área de estudio, impidiendo así la obstrucción durante el cálculo de porcentajes de uso del suelo (Ver anexo 5). Para el procesamiento de datos se utilizó herramientas de sistemas de información geográfica ArcGIS (ArcMap y ArcToolBox).

3.9 Clasificación de Imágenes Satelitales

Se realizó una clasificación supervisada de máxima similitud de las imágenes Landsat para los años 2004 y 2017 (Ver anexo 5). Se seleccionó este tipo de clasificación debido a que asume que la estadística para cada clase en cada banda pertenece a una distribución normal y además evalúa la probabilidad de que un determinado pixel de la imagen corresponda a un uso de suelo específico (Shafri, Suhaili & Mansor, 2007).

Para realizar dicha clasificación se utilizó como herramienta el software ArcMap 10.4.1. Se agruparon los datos en firmas espectrales creando 5 clases para representar los distintos usos de suelo (urbano, agrícola-ganadero, suelo descubierto, bosque y páramo). Además, se creó una clase adicional denominada "vegetación natural" la cual consiste en la sumatoria de las clases bosque y páramo.

Es recomendable crear una clase adicional que represente la nubosidad, si bien es cierto las escenas Landsat deben ser seleccionadas con una mínima presencia de nubes, es importante crear esta clase para tomar en cuenta cualquier tipo de obstrucción (Ver anexo 5). Sin embargo, para este proyecto de investigación, las imágenes seleccionadas no presentaron rastros de nubosidad sobre el área de estudio por lo cual no fue necesario crear dicha clase.

3.10 Evaluación de precisión

Es de fundamental importancia realizar un análisis de precisión para evaluar la confiabilidad de los resultados del modelo de clasificación realizado (Congalton, 1991). Debido a la información limitada de la región de la cuenca del Río San Pedro en el año 2004, es complicado realizar la evaluación de precisión de los mapas de este periodo. Por lo tanto, la evaluación se realizó únicamente para la clasificación de uso del suelo del periodo 2017 utilizando puntos de control recolectados mediante la visita en campo utilizando un GPS e imágenes aéreas.

Existen dos tipos de análisis de precisión para la clasificación: la precisión del productor, también conocida como error por omisión, esta medida de precisión evalúa la probabilidad que un pixel de control haya sido clasificado correctamente. Mientras que la precisión del usuario, también conocida como error de comisión, indica la probabilidad de que un pixel este clasificado correctamente en el mapa o imagen (Story & Congalton, 1986).

3.11 Análisis estadístico

Se realizó un análisis de coeficiente de correlación de Pearson (PCC) entre los porcentajes de uso del suelo y los índices ABI, QBR-And y ECOSTRIAND para cada área de drenaje, con el fin de determinar si estas mantienen o no interdependencia entre sí. Para validar los resultados de las correlaciones de se procedió a realizar un análisis validación cruzada dejando uno afuera (LOOCV).

Adicionalmente, se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) para determinar si existen diferencias significativas entre los índices de calidad y los años 2004 y 2017.

Posteriormente se realizó un análisis de regresión múltiple para determinar el uso de suelo que mejor predice los índices de calidad (ABI, QBR y ECOSTRIAND) para ambos años. Además, se realizó la comparación de las dispersiones de dichas regresiones para determinar cómo se han visto influenciados los índices de calidad en relación con los cambios de uso de suelo durante este periodo.

4. Resultados

4.1 Estado actual de las estaciones de muestreo de la cuenca del Río San Pedro.

Para el año 2017 se determinó 6 estaciones de referencia (1.1SP, 1.2SP, 1.3SP, 1.4SP, 3.1SP y 3.2SP) y 8 alteradas (2.1SP, SP4, SP, SP6, SP7, M8, JAM y TAMB) (Ver tabla 5). La estación 2.1SP aunque alcanzó una puntuación total mayor a 100, presentó un valor menor a 20 dentro del apartado "cuenca" por lo que fue considerada como alterada.

Tabla 5.

Estaciones de muestro cuenca del Río San Pedro año 2017.

Código	Elevación	Puntaje	Estación
1,1SP	3600.5	120.0	Referencia
1,2SP	3634.0	118.0	Referencia
1,3SP	3553.6	116.0	Referencia
1,4SP	3565.7	108.0	Referencia
2,1SP	3192.0	102.0	Alterada
3,1SP	2786.1	108.0	Referencia
3,2SP	2793.5	118.0	Referencia
SP4 2017	2473.4	54.0	Alterada
SP5	2621.8	66.0	Alterada
SP6	2816.0	76.0	Alterada
SP7	2923.4	84.0	Alterada
M8	2549.7	64.0	Alterada
TAMB	2816.5	84.0	Alterada
JAM	3161.4	68.0	Alterada

Nota: Columna "puntaje" hace referencia a la puntuación obtenida por cada estación según el Protocolo de estaciones de referencia (Acosta et al., 2009).

4.1.1 Usos del suelo e índices biológicos, bosque de ribera y calidad ecológica año 2017

Los resultados encontrados demostraron que las estaciones de referencia presentan un porcentaje de vegetación natural mayor al 79% y poca o nula presencia de suelo urbano, agrícola/ganadero y descubierto (Ver tabla 6). En estas estaciones los índices de calidad (ABI, QBR y ECOSTRIAND) presentaron puntuaciones mayores en comparación al resto (Ver tabla 6). Las estaciones consideradas como alteradas (Ver tabla 5), presentaron porcentajes de uso de suelo descubierto y urbano mayores al 12% y 1.5% respectivamente, a excepción del punto TAMB que tuvo un valor de 4.97% de suelo descubierto y 0.67% de uso urbano y 2.1SP con porcentajes de 1.96% y 0.01% en los mismos tipos de uso. De la misma manera en estas estaciones se encontró porcentajes de suelo agrícola ganadero mayores al 20% y vegetación natural menor al 60% (Ver tabla 6). Los puntos de muestreo alterados reflejaron valores muy bajos en los índices de calidad, en especial para el índice ECOSTRIAND en donde todas las estaciones alteradas obtuvieron una puntuación de 1 a excepción de los puntos JAM y 2.1SP, los cuales tuvieron un puntaje de 2 y 3. De igual manera las estaciones alteradas obtuvieron valores del índice QBR muy bajos en comparación con las estaciones de referencia, lo cual está relacionado con los porcentajes de vegetación natural. Esta misma relación se encontró para el caso del índice biológico ABI donde se determinó una diferencia considerable entre las puntuaciones obtenidas por las estaciones alteradas y de referencia (Ver tabla 6).

Tabla 6.

Estaciones de muestreo, áreas de drenaje, índices de calidad y porcentajes de uso de suelo del año 2017.

Estación	Área (Km ²)	ABI	QBR	Ecostriand	Urbano	Agrícola/ Ganadero	Suelo Descubierto	Bosque	Páramo	Veg. Natural
1,1SP	7.56	97	100	5	0	4.79	1.01	6.36	87.84	94.2
1,2 SP	5.86	117	100	5	0	5.51	0.78	4.09	89.62	93.7
1,3 SP	9.18	66	90	4	0	4.19	0.06	5.28	90.47	95.8
1,4 SP	1.57	84	75	3	0	16.97	3.970	22.50	56.56	79.1

2,1 SP	6.44	68	65	3	0.17	20.71	1.96	25.70	51.46	77.2
3,1 SP	2.42	45	90	3	0	13.73	1.89	69.30	15.07	84.4
3,2 SP	9.71	102	85	5	0.01	5.81	0.18	79.85	14.15	94.0
SP4-17	653.23	29	20	1	5.42	35.27	12.76	18.98	27.57	46.5
SP5	563.89	42	25	1	3.60	36.16	12.27	18.20	29.77	48.0
SP6	342.09	35	15	1	2.12	31.97	12.62	14.14	39.14	53.3
SP7	209.16	47	40	1	1.67	30.32	13.53	15.26	39.21	54.5
M8	619.95	49	20	1	4.51	35.17	12.92	18.80	28.60	47.4
TAMB	14.65	36	35	1	0.67	35.08	4.97	33.38	25.90	59.3
JAM	138.84	73	30	2	1.64	29.67	15.70	9.99	42.99	53.0

Nota: usos del suelo en %.

4.1.2 Evaluación de precisión del modelo de clasificación de uso de suelo

Se determinó la confiabilidad del modelo mediante el análisis de los puntos de control (Ver anexo 6). Se estableció que la clasificación de la imagen tiene un porcentaje de precisión general del 91.04% (Ver tabla 7). Los porcentajes de precisión del productor para los usos de suelo urbano, agrícola/ganadero, descubierto y páramo fueron del 88.9%, 81.3%, 100% y 92.9% respectivamente (Ver tabla 7). Estos porcentajes indican la probabilidad de que un determinado pixel de un punto de control haya sido correctamente clasificado.

Se presentó una confusión espectral entre el uso urbano y la zona de páramo cubierta por glaciar, por lo que fue necesario el análisis de precisión del usuario. Durante dicho análisis se determinó un nivel de precisión de 88.9% y 81.3% para los usos de suelo urbano y páramo respectivamente (Ver tabla 7). Estos resultados indican que un 88.9% de los pixeles clasificados en la imagen como urbano representan suelo urbano en la realidad, mientras que un 81.3% de los pixeles clasificados como páramo, son los que verdaderamente representan esta clase de suelo. Los usos de suelo agrícola/ganadero y descubierto tuvieron porcentajes de precisión del usuario del 100% y 87.5%. Mientras que la clase "bosque" presentó un 100% precisión para los dos tipos de análisis.

Tabla 7.

Porcentajes de precisión análisis del productor y usuario.

Uso de suelo	P.Productor	P.Usuario
Urbano	88.9%	88.9%
Agrícola/ganadero	81.3%	100.0%
Descubierto	100.0%	87.5%
Bosque	100.0%	100.0%
Páramo	92.9%	81.3%
Precisión general del modelo		91.04%

4.1.3 Estado de la calidad ambiental del sistema hídrico en función a los usos de suelo año 2017.

El análisis de correlaciones de coeficiente de Pearson demostró tener correlaciones significativas para todos los casos (Ver tabla 8). Los resultados de las correlaciones indican que los usos de suelo urbano, agrícola/ganadero y suelo descubierto mantienen una relación inversamente proporcional con los tres índices de calidad (ABI, QBR y ECOSTRIAND). Esto quiere decir que a medida que estos usos del suelo aumentan, las puntuaciones de los índices disminuirán y viceversa. Para el caso del uso de suelo vegetación natural, este presenta una relación directamente proporcional con los índices, especialmente con la calidad de bosque de ribera QBR con una correlación de 0.976 (Ver tabla 8). Es decir que mientras mayor sea el porcentaje de vegetación natural, mayor puntuación tendrán los índices de calidad.

Los resultados de la validación cruzada para las correlaciones presentaron una relación mayor al 0.6 entre los valores reales y predichos, demostrando así la validez del modelo (Ver anexo 7).

Tabla 8.

Análisis de Correlaciones de Pearson para el año 2017.

Índices	Urbano	Agrícola/ ganadero	Descubierto	Veg. Natural
ABI	-0.625	-0.798	-0.606	0.760
QBR	-0.811	-0.964	-0.904	0.976
ECOSTRIAND	-0.729	-0.970	-0.839	0.953

Nota: en negritas correlaciones significativas con un valor $p < 0.05$.

Mediante el análisis de regresión múltiple se determinó que para el año 2017 el mejor predictor para los índices ABI y ECOSTRIAND es el uso de suelo agrícola/ganadero con una pendiente (b^*) de -0.797893 y -0.970332 respectivamente (Ver tabla 9). Para el caso del índice de bosque de ribera QBR, el uso de suelo que mejor lo predice es la vegetación natural con pendiente de 0.975974.

Tabla 9.

Resumen del análisis de regresión múltiple para los índices ABI, ECOSTRIAND y QBR en relación con los usos de suelo para el año 2017.

Regresión ABI						
	b^*	Std.Err. of b^*	b	Std.Err. of b	t(11)	p-value
Intercept			100.842	9.370431	10.7617	1.611E-07
Agrícola/ ganadero	-0.79789	0.174013	-1.7087	0.372655	-4.58524	0.0006267
Regresión ECOSTRIAND						
Intercept			5.26261	0.223153	23.5830	2.021E-11
Agrícola/ ganadero	-0.970332	0.069794	-0.123382	0.008875	-13.9028	9.234E-09
Regresión QBR						

Intercept			55.99472	7.514796	-7.45126	7.722E-06
Veg.nat	0.975974	0.06290	1.6057	0.103486	15.51652	2.637E-09

Nota: en negritas valor p significativo <0.05.

4.1.4 Parámetros fisicoquímicos año 2017

Al comparar los resultados de los parámetros fisicoquímicos con los límites de calidad permisibles para la preservación de flora y fauna del TULSMA, se determinó que la calidad del agua de las estaciones de análisis cumple en su gran mayoría con los parámetros establecidos por la legislación nacional (Ver tabla 10). Con únicas excepciones fuera de rango para el caso del oxígeno en la estación SP4, y nitritos en las estaciones SP4 y M8. Los coliformes fecales, si bien se especifican sus límites en la legislación nacional, no se pudo comparar con los resultados determinados, debido a que los valores fueron obtenidos mediante diferentes procedimientos y medios (APHA, 1999). Sin embargo, se puede observar que las estaciones que poseen mayores concentraciones de coliformes fecales, aceites y grasas y nitritos son aquellas que poseen una mayor influencia de suelo urbano, agrícola/ganadero y descubierto (Ver tablas 6 y 10).

Tabla 10.

Parámetros físicoquímicos estaciones de muestreo año 2017.

Estación de muestreo	pH	Oxígeno (mg/l)	Oxígeno (%)	Turbidez (NTU)	Nitritos (ug/l)	Aceites/Grasas (mg/l)	Coliformes Fecales (ufc/L)
1.1SP	8.2	8.14	104.7	3	5	0.003	8.00E+02
1.2SP	8	8.1	108.1	1	5	0.004	
1.3SP	8.4	7.3	96.7	13	5	0.002	6.80E+02
1.4SP	8.3	11.52	98.1	18	7	0.005	2.34E+04
2.1SP	7.2	11.23	95.9	1	5	0.022	2.35E+02
3.1SP	7.8	6.89	83.5	1	4	0.022	6.30E+03
3.2SP	7.7	7.34	92.2	7	8	0.003	2.80E+02
SP4	8.5	2.48	32.9	14	126	0.002	1.04E+06

SP5	8.7	7.29	99.9	10	91	0.006	2.71E+05
SP6	7.8	10.6	107.1	4	18	0.009	1.17E+05
SP7	8.4	10.33	101.9	2	13	0.012	1.11E+04
M8	8.6	6.35	84.2	42	96	0.002	8.30E+05
TAMB	8.2	10.77	95.4	3	7	0.006	2.25E+03
JAM	8.5	10.93	96.8	9	16	0.01	5.70E+04

Nota: en verde parámetros que se encuentran dentro límites permisibles de la legislación nacional; en rojo parámetros fuera de los límites permisibles.

4.2 Estado de las estaciones de muestreo de la cuenca del Río San Pedro año 2004.

Para el año 2004 se identificó que únicamente 5 de las estaciones de estudio fueron consideradas como alteradas (SP4, SP, SP6, SP7 y M8), el resto presentaron condiciones necesarias para ser de referencia (Ver tabla 11).

Tabla 11.

Estaciones de muestro cuenca del Río San Pedro año 2004.

Código	Elevación	Puntaje	Estación
1,1SP	3600.5	120.0	Referencia
1,2SP	3634.0	120.0	Referencia
1,3SP	3553.6	116.0	Referencia
1,4SP	3565.7	110.0	Referencia
2,1SP	3192.0	106.0	Referencia
3,1SP	2786.1	120.0	Referencia
3,2SP	2793.5	118.0	Referencia
SP4	2473.4	70.0	Alterada
SP5	2621.8	72.0	Alterada
SP6	2816.0	76.0	Alterada
SP7	2923.4	82.0	Alterada
M8	2549.7	72.0	Alterada
TAMB	2816.5	102.0	Referencia
JAM	3161.4	102.0	Referencia

Nota: Columna "puntaje" hace referencia a la puntuación obtenida por cada estación según el Protocolo de estaciones de referencia (Acosta et al., 2009).

Adaptado de Ríos-Touma et al., 2014, p.272.

4.2.1 Usos del suelo e índices biológico, bosque de ribera y calidad ecológica año 2004.

Se determinó el estado de calidad ambiental de la cuenca en relación con los usos de suelo para el año 2004 (Ver tabla 12). Los resultados encontrados fueron similares a los del 2017. Las estaciones consideradas de referencia presentaron altos puntajes en los índices de calidad (ABI, QBR y ECOSTRIAND), menor cobertura de uso de suelo urbano, descubierto y agrícola/ganadero, y porcentajes de vegetación natural superiores al 58% (ver tabla 12). Por otro lado, las estaciones alteradas presentaron bajos puntajes respecto a los índices con una calidad ecológica pésima para todos los casos, porcentajes de vegetación natural menores al 62% y mayor presencia de uso del suelo urbano, agrícola/ganadero y descubierto con porcentajes superiores al 1.6%, 24% y 11.35% respectivamente (Ver tabla 12).

Tabla 12.

Estaciones de muestreo, índices de calidad y porcentajes de uso de suelo del año 2004.

Estación	Área (Km ²)	ABI	QBR	Ecostriand	Urbano	Agrícola/ Ganadero	Suelo Descubierto	Bosque	Páramo	Veg. Natural
1,1SP	7.56	115	90	5	0	2.00	0.37	4.75	92.88	97.6
1,2 SP	5.86	138	100	5	0	2.35	0.23	4.59	92.84	97.4
1,3 SP	9.18	113	90	5	0	2.33	0.53	14.00	83.14	97.1
1,4 SP	1.57	84	85	4	0	4.55	2.647	15.82	76.99	92.8
2,1 SP	6.44	106	80	5	0.39	16.11	2.67	17.87	62.95	80.8
3,1 SP	2.42	134	90	5	0	4.19	1.08	79.14	15.59	94.7
3,2 SP	9.71	93	80	4	0.00	6.06	0.09	76.41	17.43	93.8
SP4-17	653.23				3.28	34.81	11.65	16.52	33.74	50.3
SP5	563.89	21	25	1	2.36	33.45	12.58	14.79	36.82	51.6
SP6	342.09	16	25	1	1.88	28.85	11.35	10.39	47.53	57.9
SP7	209.16	25	30	1	1.63	24.00	12.72	9.97	51.68	61.6
M8	619.95	49	20	1	2.70	34.13	12.13	16.03	35.02	51.0
TAMB	14.65	124	65	4	0.26	34.71	7.07	31.61	26.35	58.0
JAM	138.84	96	70	3	1.51	21.01	15.69	5.84	55.96	61.8

Nota: usos del suelo en %.

4.2.2 Estado de la calidad ambiental del sistema hídrico en función a los usos de suelo año 2004.

Al igual que para el año 2017, las correlaciones de Pearson demostraron ser significativas para todos los casos (Ver tabla 13). Se demostró que para el año 2004 existe una relación inversamente proporcional entre los usos de suelo urbano, agrícola/ganadero y descubierto y los índices de calidad ambiental. Mientras que la vegetación natural mantiene una relación directamente proporcional (Ver tabla 13).

Tabla 13.

Análisis de Correlaciones de Pearson para el año 2004.

Índices	Urbano	Agrícola/ ganadero	Descubierto	Veg. Natural
ABI	-0.834	-0.643	-0.722	0.704
QBR	-0.932	-0.867	-0.830	0.895
ECOSTRIAND	-0.933	-0.788	-0.863	0.851

Nota: en negritas correlaciones significativas con un valor $p < 0.05$

La validación cruzada presentó una relación mayor al 0.6 entre los valores reales y predichos, probando así la validez del modelo (Ver anexo 8).

En el caso de las regresiones múltiples, estas revelaron que para año 2004, el uso de suelo urbano fue el que mejor predijo el comportamiento de los índices ABI, ECOSTRIAND y QBR, con pendientes de -0.833868, -0.932569 y -0.669060 respectivamente (ver tabla 14).

Tabla 14.

Resumen del análisis de regresión múltiple para los índices ABI, ECOSTRIAND y QBR en relación con los usos de suelo para el año 2004.

Regresión ABI						
	b*	Std.Err. of b*	b	Std.Err. of b	t(11)	p-value

Intercept			114.86886	9.080737	12.64973	6.7533E-08
Urbano	-0.833868	0.166423	-35.3481	7.054768	-5.01053	0.00039591

Regresión ECOSTRIAND

Intercept			4.70078	0.239552	19.6232	6.5534E-10
Urbano	-0.932569	0.108843	-1.594560	0.186106	-8.5680	3.3829E-06

Regresión QBR

Intercept			92.84894	4.599660	20.18605	1.9603E-09
Urbano	-0.669060	0.16873	-19.1810	4.837185	-3.96532	0.00266342

Nota: en negritas valor p significativo <0.05.

4.3 Variación usos del suelo periodo 2004-2017

Los resultados demostraron una tendencia del crecimiento urbano dentro de todo el sistema hídrico (Ver tabla 15). Tomando como referencia el punto SP4 el cual abarca la totalidad de la cuenca, se determinó que el suelo urbano paso de ocupar un 3.28% en el 2004 a un 5.42% en el 2017, esto representa un incremento de 13.942km² de suelo urbano, es decir un aumento del 65.24% en un periodo de 13 años (Ver tabla 15). De igual manera el suelo agrícola/ganadero también incrementó en un total de 3.031km² lo que para este periodo de tiempo equivale a una tasa de crecimiento de 23.31 ha/año. El suelo descubierto sufrió un incremento del 1.11% equivalente a 7.272 km². Mientras que la vegetación natural disminuyó de un 50.3% a un 46.5%, lo que quiere refleja una pérdida de 24.25km² de vegetación natural (Ver figuras 2 y 3).

Tabla 15.

Variación de los usos de suelo en área y porcentaje en la cuenca del Río San Pedro periodo 2004-2017.

Estación	ABI	QBR	Ecostriland	Urbano		Agrícola/ganadero		Suelo descubierto		Bosque		Páramo		Vegetación natural	
				km2	%	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%
1,1SP	-15.65	11.11	0.00	0.00	0.00	0.211	2.79	0.049	0.64	0.122	1.61	-0.381	-5.04	-0.260	-3.43
1,2SP	-15.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.185	3.16	0.032	0.55	-0.029	-0.49	-0.188	-3.22	-0.217	-3.71
1,3SP	-41.59	0.00	-20.00	0.00	0.00	0.170	1.85	-0.043	-0.47	-0.800	-8.72	0.673	7.33	-0.127	-1.38
1,4SP	0.00	-11.76	-25.00	0.00	0.00	0.195	12.43	0.021	1.32	0.105	6.67	-0.321	-20.43	-0.216	-13.75
2,1SP	-35.85	-18.75	-40.00	-0.01	-0.22	0.297	4.61	-0.046	-0.71	0.504	7.82	-0.741	-11.49	-0.236	-3.67
3,1SP	-66.42	0.00	-40.00	0.00	0.00	0.231	9.54	0.020	0.82	-0.238	-9.84	-0.013	-0.52	-0.251	-10.36
3,2SP	9.68	6.25	25.00	0.00	0.01	-0.024	-0.25	0.008	0.08	0.334	3.44	-0.319	-3.28	0.015	0.16
SP4-2017				13.94	2.13	3.031	0.46	7.272	1.11	16.079	2.46	-40.324	-6.17	-24.245	-3.71
SP5	100.00	0.00	0.00	7.02	1.24	15.311	2.72	-1.745	-0.31	19.199	3.41	-39.779	-7.05	-20.580	-3.65
SP6	118.75	-40.00	0.00	0.82	0.24	10.673	3.12	4.363	1.28	12.828	3.75	-28.688	-8.39	-15.860	-4.64
SP7	88.00	33.33	0.00	0.08	0.04	13.218	6.32	1.701	0.81	11.079	5.30	-26.076	-12.47	-14.996	-7.17
M8	0.00	0.00	0.00	11.24	1.81	6.482	1.05	4.904	0.79	17.180	2.77	-39.806	-6.42	-22.626	-3.65
TAMB	-70.97	-46.15	-75.00	0.06	0.41	0.054	0.37	-0.308	-2.11	0.260	1.78	-0.066	-0.45	0.194	1.33
JAM	-23.96	-57.14	-33.33	0.18	0.13	12.030	8.67	0.019	0.01	5.772	4.16	-18.003	-12.97	-12.231	-8.81

Nota: variación índices de calidad (ABI, QBR y ECOSTRIAND) en porcentaje.

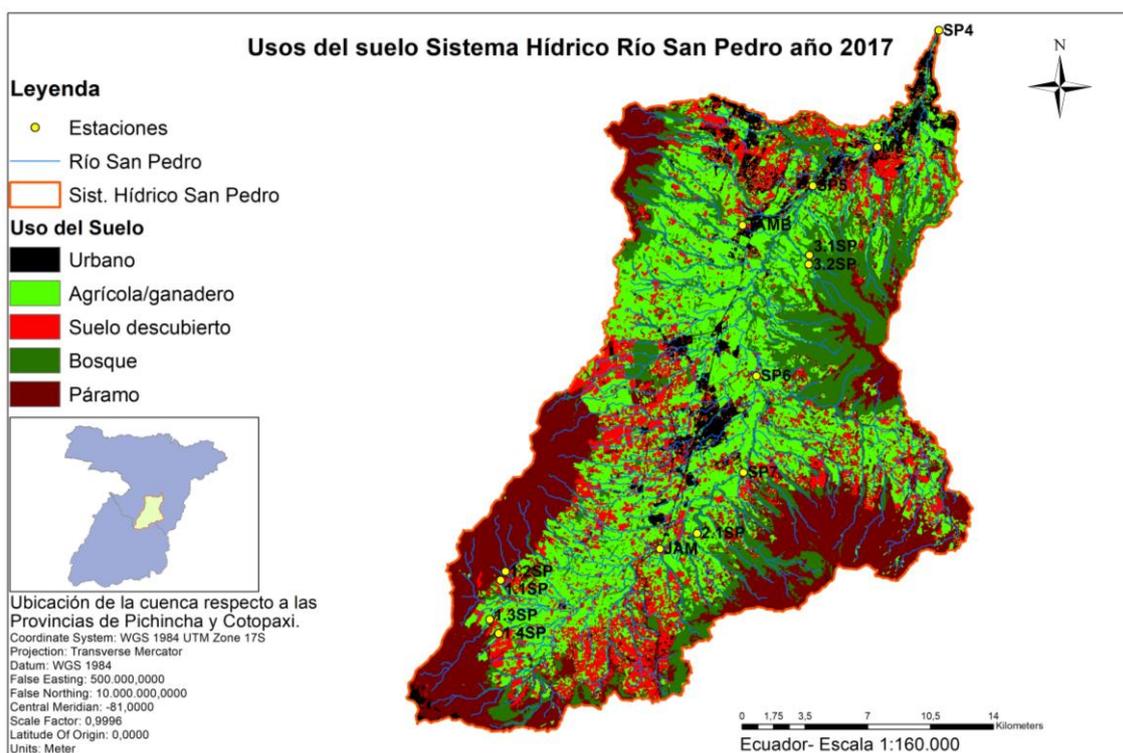


Figura 2. Mapa usos del suelo cuenca Río San Pedro año 2017.

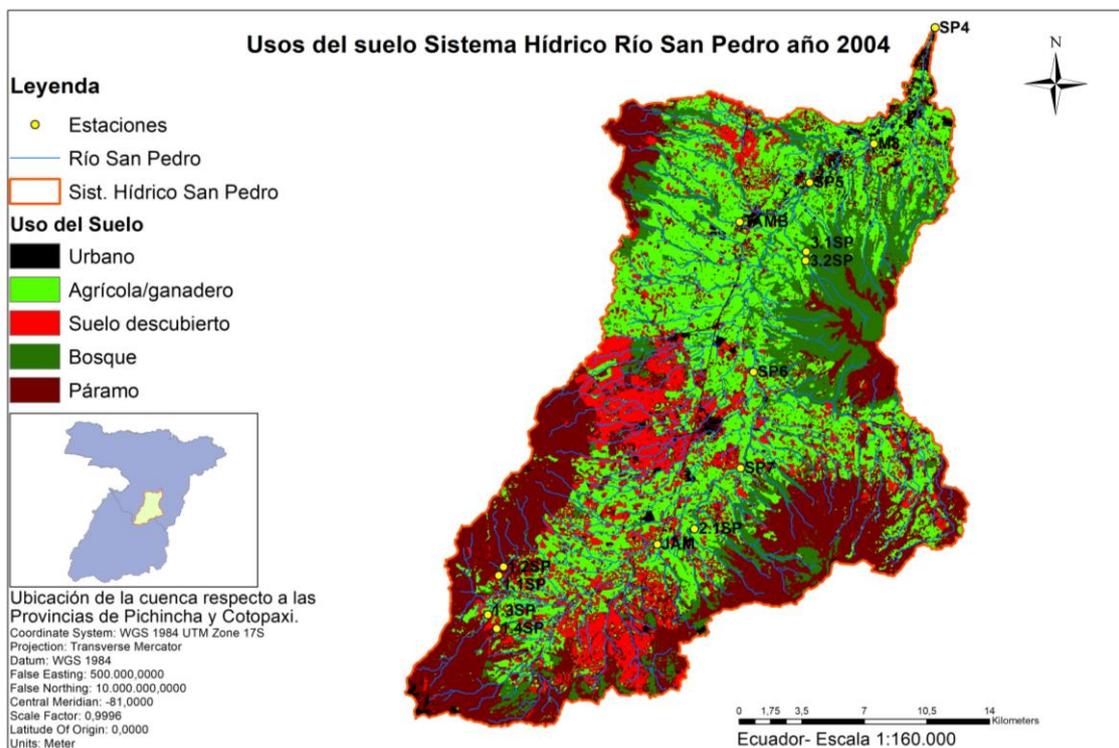


Figura 3. Mapa usos del suelo cuenca Río San Pedro año 2004.

Se determinó que en todas las estaciones de muestreo existe una tendencia del incremento del suelo urbano, a excepción del punto 2.1SP y aquellos puntos en donde no existe presencia de urbanización (Ver figura 4). De igual manera el suelo agrícola/ganadero incrementa en todas las estaciones a excepción del 3.2SP. La vegetación natural tiende a disminuir excepto en los puntos 3.2SP y TAMB. Mientras que el suelo descubierto tiende a incrementarse con ciertas excepciones en los puntos 1.3SP, 2.1SP, SP5 y TAMB (Ver figura 4).

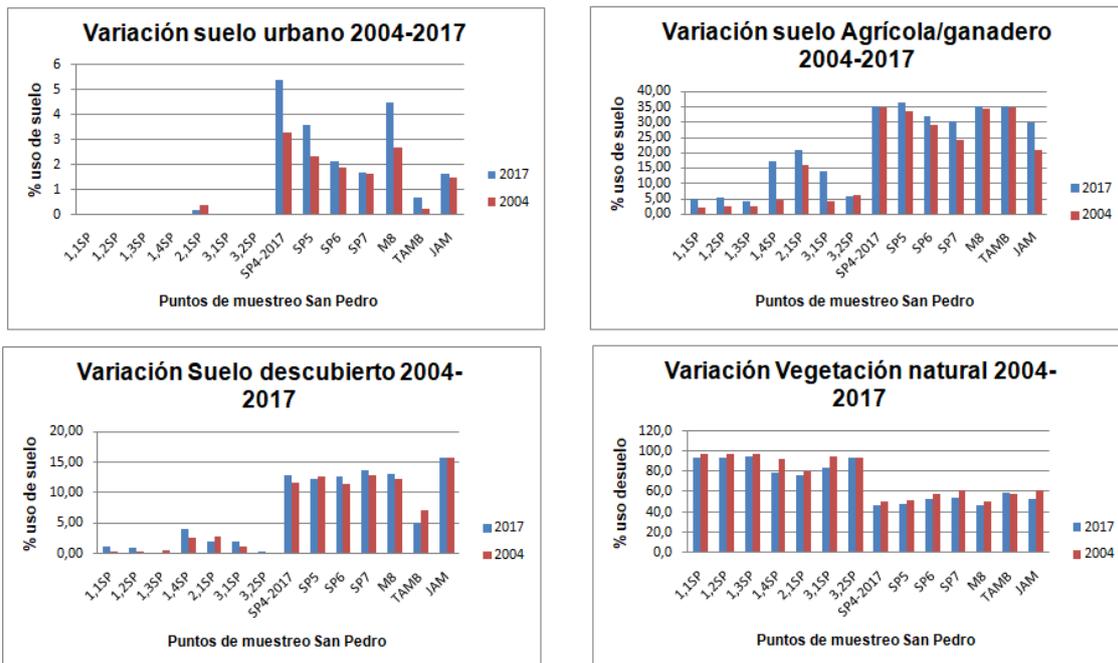


Figura 4. Variación de los porcentajes de uso del suelo en las estaciones de muestro, cuenca del Río San Pedro periodo 2004-2017.

4.4 Variación índices de calidad periodo 2004-2017

El análisis de varianza de los índices de calidad no reflejó diferencias significativas entre años, registrando valores p de 0.13, 0.46 y 0.23 para los índices ABI, QBR y ECOSTRIAND respectivamente. A pesar de ello, el índice ABI se ha reducido en 7 de las 14 estaciones, sin embargo, para las estaciones SP5, SP6 y SP7 se encontró que este índice incrementó en porcentajes muy elevados del 100%, 118.75% y 88% respectivamente (Ver tabla 16). Para el caso del bosque de ribera, se determinó 5 estaciones en las cuales disminuye (1.4SP, 2.1SP, SP6, TAMB y JAM), 3 en las que aumenta (1.1SP, 3.2SP y SP7) y 4 que se mantuvieron sin cambio alguno (1.2SP, 1.3SP, SP5 y M8). La calidad ecológica disminuyó en diferentes porcentajes en 6 de las estaciones de muestro (1.3SP, 1.4SP, 2.1SP, 3.1SP, TAMB y JAM), incrementando únicamente en la estación 3.2SP (Ver tabla 16). Las estaciones en las que no hubo cambio del ECOSTRIAND fueron aquellas en que ya presentaban el valor

más bajo de este índice en el 2004, y los puntos 1.1SP y 1.2SP los cuales mantuvieron una puntuación de 5 "muy bueno" durante este periodo de tiempo (Ver tabla 16).

Tabla 16.

Porcentajes de variación de índices de calidad periodo 2004-2017.

Estación	ABI	QBR	Ecostriand
1,1SP	-15.65	11.11	0
1,2SP	-15.22	0	0
1,3SP	-41.59	0	-20.00
1,4SP	0	-11.76	-25.00
2,1SP	-35.85	-18.75	-40.00
3,1SP	-66.42	0.00	-40.00
3,2SP	9.68	6.25	25.00
SP4- 2017			
SP5	100.00	0	0
SP6	118.75	-40.00	0
SP7	88.00	33.33	0
M8	0	0	0
TAMB	-70.97	-46.15	-75.00
JAM	-23.96	-57.14	-33.33

La comparación de las dispersiones de los años 2004 y 2017 dio como resultado que para el caso del índice ECOSTRIAND la pendiente de la gráfica de dispersión del suelo urbano en el 2004 fue muy pronunciada (Ver figura 5), sin embargo, en la actualidad este uso de suelo ya no es el principal determinante de la calidad ecológica. Actualmente este índice se ve mejor predicho por el suelo agrícola/ganadero, los puntos tienen una menor dispersión y se puede comprobar que durante estos 13 años la pendiente tuvo tendencia a incrementar (Ver figura 6).

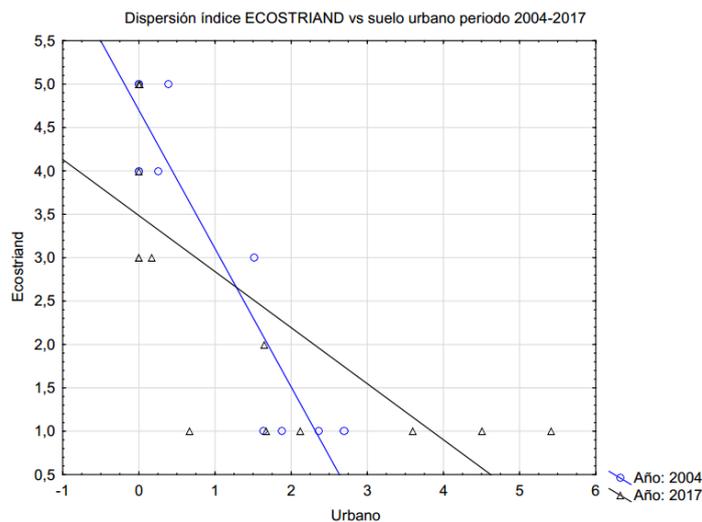


Figura 5. Gráfica de dispersión índice ECOSTRIAND vs suelo urbano periodo 2004-2017.

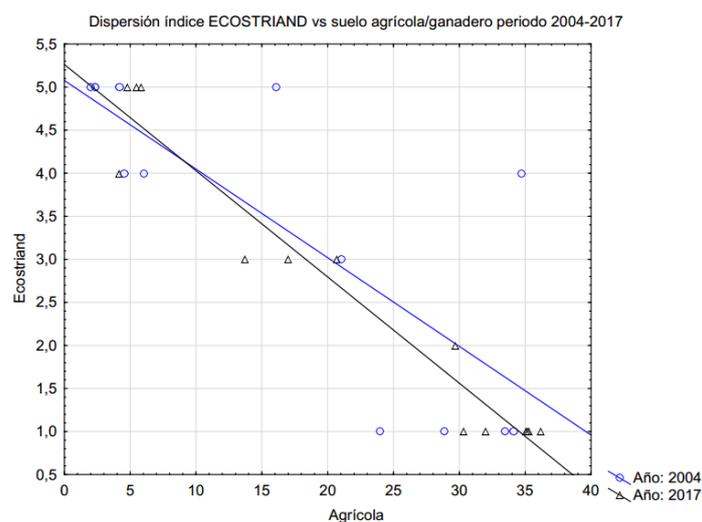


Figura 6. Gráfica de dispersión índice ECOSTRIAND vs suelo agrícola/ganadero periodo 2004-2017.

Para el índice ABI, al igual que en el caso anterior, en el año 2004 el mejor predictor fue el suelo urbano, no obstante, para el año 2017 la pendiente de dispersión para este uso de suelo decae significativamente (ver figura 7). Para el año 2017 el mejor predictor de la calidad biológica es el suelo agrícola/ganadero, este presenta una mayor pendiente en comparación al uso urbano en el mismo año (ver figuras 7 y 8).

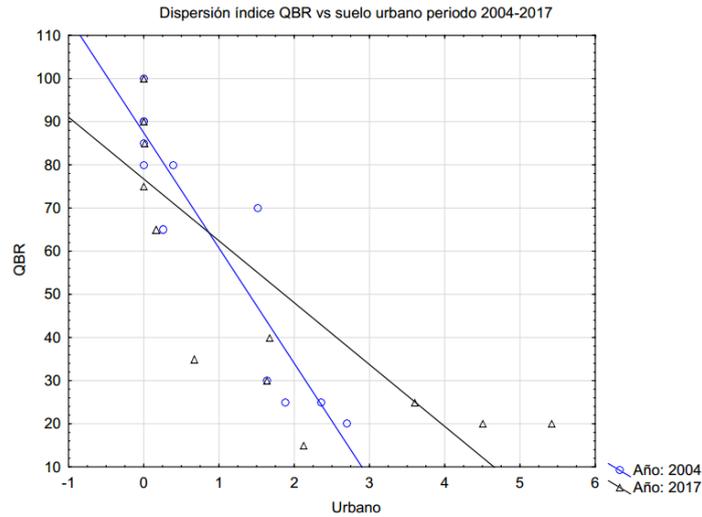


Figura 9. Gráfica de dispersión índice QBR vs suelo urbano periodo 2004-2017.

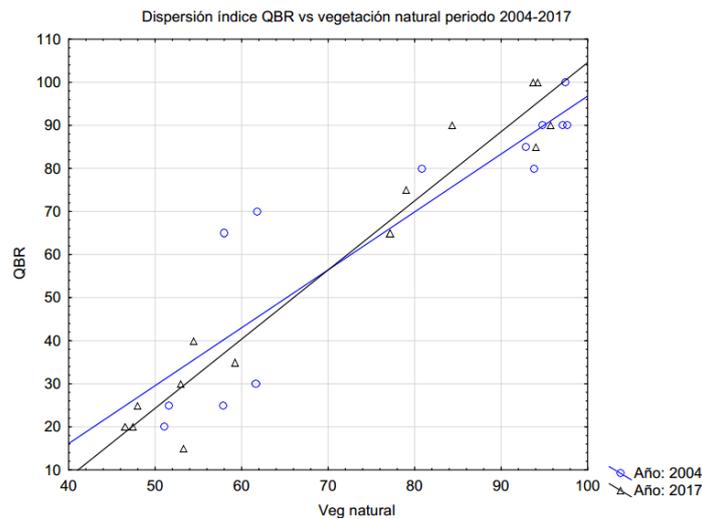


Figura 10. Gráfica de dispersión índice QBR vs vegetación natural periodo 2004-2017.

5. Discusión

Los resultados sobre el estado ambiental actual de la cuenca del Río San Pedro demostraron que los índices de calidad (ABI, QBR y ECOSTRIAND)

mantiene interdependencia con el uso de suelo que compone el área de drenaje de cada estación. Se determinó correlaciones negativas significativas para el uso de suelo urbano, agrícola/ganadero y descubierto, y positivas con la vegetación natural. Probando así la influencia que tiene el uso del suelo sobre el sistema hídrico. Estudios han registrado que los ecosistemas acuáticos son más saludables y poseen mayor biodiversidad en áreas donde está conservada la vegetación natural y existe poca influencia de cambio de uso de suelo tanto en la zona de ribera como en el área de drenaje (Fierro et al., 2017 & Higgins, 2007).

Por otro lado, la mayoría de las mediciones de parámetros fisicoquímicos en las estaciones de muestro para el año 2017 estuvieron dentro de los límites permisibles de la legislación nacional, inclusive en aquellas estaciones donde es evidente un fuerte nivel de degradación (Ver tablas 5 y 10). Esto se debe a que la legislación ambiental del Ecuador, para el recurso agua, no toma en cuenta factores biológicos e hidromorfológicos, los cuales influyen directamente sobre la calidad del sistema hídrico. Ya se ha determinado que los ríos altoandinos presentan variaciones naturales causadas por la gradiente altitudinal en sus características fisicoquímicas y biológicas (Villamarín, Prat, y Rieradevall, 2014). Por lo que es necesario considerar estas variables al momento de realizar la evaluación de esos ecosistemas. Estos resultados sugieren la necesidad de una reforma de la legislación ambiental vigente del país con el fin de tener un instrumento legal que permita la evaluación eficaz de los impactos ambientales sobre los cuerpos de agua.

En cuanto a los efectos del cambio de suelo, investigaciones realizadas en Suramérica han demostrado que el continuo crecimiento demográfico trae consigo el desarrollo de la urbanización y la expansión de la frontera agrícola para satisfacer las necesidades de la población, lo que conlleva a una pérdida de la vegetación natural incrementando la degradación del medio (Magrin & Marengo, 2014; Ross, Fildes & Millington, 2014 & Vázquez et al., 2015). En América Latina, la Región Andina soporta alrededor del 44.5% de la población total de los países que la conforman (Ecuador, Colombia, Perú, Bolivia, Venezuela, Argentina y Chile). Esto convierte a los Andes en uno de los

sistemas montañosos más poblados a nivel mundial (Consortio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN), 2012).

El cambio de uso de suelo en la cuenca objeto de estudio, registra un importante crecimiento del suelo urbano, así como de la actividad agrícola/ganadera y pérdida de vegetación natural durante estos 13 años. El incremento de la urbanización es más evidente en la zona de la ciudad de Machachi y al norte de la cuenca por la cercanía con el DMQ (Ver figuras 2 y 3). Esto era de esperarse debido a que cada vez es más notorio un estilo de vida urbano de la población, el cual trae consigo nuevas necesidades como la construcción de viviendas, pavimentación de caminos, entre otros. Esta misma tendencia de cambio de uso de suelo fue demostrada en un estudio realizado en México por Vázquez et al, (2015), donde se determinó que el cambio de estilo de vida de la población trae consigo nuevas necesidades que modifican el uso de suelo con el paso del tiempo.

El análisis de variación de los índices de calidad ambiental durante el periodo 2004-2017, registró en su mayoría pérdidas en las puntuaciones de los mismos (ver tabla 9). Los cambios de uso de suelo traen consigo una inevitable alteración de la estructura del ecosistema, lo cual conlleva a una pérdida de calidad ecológica y servicios ecosistémicos (Wang et al., 2017). Esto coincide con la pérdida de tres estaciones de referencia (2.1SP, JAM y TAMB) durante estos trece años. Además, se evidenció una disminución en la puntuación del índice ABI superior al 15% en la mayoría de las estaciones (Ver tabla 16). Esto podría deberse a que el cambio de vegetación de ribera por suelo agrícola trae consigo la pérdida del hábitat para los macroinvertebrados acuáticos resultando en la pérdida de especies (Fierro et al., 2017 & Martínez et al., 2009). Lo cual concuerda con los resultados obtenidos durante esta investigación debido a que en todas las estaciones en donde decayó dicho índice se evidenció el incremento del suelo agrícola/ganadero y la pérdida de vegetación natural (Ver tabla 15). Hubo algunas estaciones alteradas (SP5, SP6 y SP7) en donde el índice biológico incrementó en porcentajes muy elevados. Sin embargo, aún con este incremento los valores permanecen siendo bajos, y además presentan una pobre calidad de bosque de ribera. El hecho de tener índices biológicos

bajos y una ribera degradada explica el pésimo estado de calidad ecológica de dichos puntos de estudio (Acosta et al., 2009). Las estaciones con menor puntuación de índice ECOSTRIAND corresponden a aquellas que presentaron un mayor incremento de uso de suelo urbano, agrícola/ganadero y descubierto durante el periodo 2004-2017 (Ver tabla 15). Esto demuestra la influencia que ha tenido la alteración de uso del suelo sobre la cuenca objeto de estudio.

El análisis de comparación de las pendientes de los gráficos de dispersión nos indica que, debido a los cambios de uso del suelo, la cuenca del Río San Pedro está atravesando un proceso de homogenización. En el 2004 la mínima presencia del uso de suelo urbano determinaba la calidad ambiental y biológica de la cuenca. A medida que este ha ido incrementando junto con la agricultura, los efectos producidos por el suelo urbano ya no son tan determinantes como lo fueron hace 13 años. Actualmente dichos efectos se ven mejor representados por el suelo agrícola/ganadero, el cual ha tenido una tendencia a aumentar y ocupa un significativo porcentaje de la cuenca (35.27%). El hecho de que el suelo agrícola determine el comportamiento de la calidad biológica y ecológica encaja con lo expuesto en estudios previos (Fierro et al., 2017 & Hunke, 2015) donde se afirma que la agricultura es una de las principales causas que lleva al deterioro de los ecosistemas de río. Para el caso de la calidad del bosque de ribera, la presencia de suelo urbano ya no define el estado del QBR, al contrario, es la pérdida de vegetación natural la que ha provocado que este uso de suelo sea el determinante para la calidad del bosque de ribera.

6. CONCLUSIONES

El cambio de uso de suelo ha provocado la degradación de la calidad ambiental de la cuenca del Río San Pedro. Se demostró la influencia que tiene el incremento de suelo agrícola/ganadero y urbano y la pérdida de la vegetación natural sobre la calidad biológica y ecológica del área de estudio. Las actividades que desarrollan en las áreas de drenaje y su nivel de intensidad determinan la salud del ecosistema y por tanto la calidad de servicios que este puede brindar a la población.

Para el año 2017 se demostró la tendencia de expansión urbana y agrícola en las estaciones de muestreo. La fuerte presencia de actividad agropecuaria determina el estado de calidad ambiental de la cuenca. A menos que se tomen medidas necesarias, este comportamiento continuará con el pasar de los años, reduciendo los porcentajes de vegetación natural y degradando aún más el ecosistema. Los resultados de esta investigación prueban la necesidad del desarrollo de nuevas políticas y normativas de ordenamiento territorial enfocadas en la conservación de los sistemas hídricos. Los ríos altoandinos son ecosistemas complejos que proveen gran cantidad de servicios a los pobladores que habitan en ellos. Por lo tanto, es necesario alcanzar un equilibrio que proteja la integridad de la cuenca permitiendo el desarrollo humano y mantenimiento de los procesos naturales

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 27 de Marzo de 2018 de: [http://www.ub.edu/riosandes/docs/Limnetica%2028\(1\)%2004%20Acosta.pdf](http://www.ub.edu/riosandes/docs/Limnetica%2028(1)%2004%20Acosta.pdf)
- APHA (American Public Health Association). (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Recuperado el 10 de Mayo de 2018 de: https://www.mwa.co.th/download/file_upload/SMWW_1000-3000.pdf
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). *Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches*. Recuperado el 15 de Abril de 2018 de: <https://pdfs.semanticscholar.org/12d4/2f4f404fb1fde3dd85aa4358562a004c68a9.pdf>
- Camacho-Sanabria, J. M., Pérez, J., Isabel, J., Pineda Jaimes, N. B., Cadena Vargas, E. G., Bravo Peña, L. C., & Sánchez López, M. (2015). Cambios de cobertura/uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña. Recuperado el 12 de Mayo de 2018 de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1405-04712015000100008&script=sci_arttext&tlng=pt
- Carrera, C., y Fierro, K. (2001). Manual de monitoreo: Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad de agua. Recuperado el 15 de Abril de 2018 de: <http://www.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/56374.pdf>
- Chapman, D. V., & World Health Organization. (1996). *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Recuperado el 15 de Mayo de 2018 de:

http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/watqual assess.pdf

Congalton, R. G. (1991). *A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data*. Recuperado el 21 de Mayo de 2018 de: <https://pdfs.semanticscholar.org/d7be/d062683df1fd6723fb9c0c1d26feddc8c133.pdf>

Consortio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN). (2012). *Sustainable Mountain Development in the Andes*. Recuperado el 10 de Mayo de 2018 de: http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/mountain_partnership/docs/ANDES%20FINAL%20Andes_report_eng_final.pdf

Dodds, W. K. (2002). *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. Recuperado el 30 de Marzo de 2018 de: https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=3OR0102I7n4C&oi=fnd&pg=PP1&dq=Freshwater+ecology:+concepts+and+environmental+applications&ots=WUdKZK8-Hf&sig=GwpNmqSdAWN0I_V_pSb3ZzurCKQ#v=onepage&q=Freshwater%20ecology%3A%20concepts%20and%20environmental%20applications&f=false

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). *Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges*. Recuperado el 12 de Abril de 2018 de: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.568.4047&rep=rep1&type=pdf>

Encalada, A, Rieradevall, M, Ríos, B, García, N y Prat, N. (2011). Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos (CERA-S). Recuperado el 12 de Abril de 2018 de: http://www.ub.edu/riosandes/docs/CERA-S_finalLR.pdf

- Fierro, P., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., Cerna, C., & Vargas-Chacoff, L. (2017). *Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages*. *Science of the Total Environment*, 609, 724-734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N & Snyder, P.K. (2005). *Global consequences of land use*. Recuperado el 9 de Abril de 2018 de: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/17755/570_full.pdf?sequence=1
- FONAG (Fondo para la protección del Agua). (2006). *Conservación del bosque andino en el Cantón Mejía*. Recuperado el 30 de Abril de 2018 de: http://www.fonag.org.ec/doc_pdf/2.pdf
- FONAG (Fondo para la protección del Agua). (2009). *Gestión Integrada de los Recursos Hídricos en la cuenca alta del río Guayllabamba*. Recuperado el 30 de Abril de 2018 de: <http://www.fonag.org.ec/aguafondo/pmrhg050110.pdf>
- FONAG (Fondo para la protección del Agua). (2014). *Mapa de ecosistemas y uso de suelo (2014) escala 1:50000 y mapa de cambio de ecosistemas y uso del suelo (2007 –2014) en el ámbito geográfico de trabajo del FONAG*. Recuperado el 30 de Abril de 2018 de: http://infoagua-guayllabamba.ec/repositorio/web/files/InformeMapeoDeEcosistemas_y_UsoDelSuelo.pdf
- Herrera, D., Ellis, A., Fisher, B., Golden, C. D., Johnson, K., Mulligan, M., Pfaff, A., Treuer, T., & Ricketts, T. H. (2017). *Upstream watershed condition predicts rural children's health across 35 developing countries*. *Nature Communications*, 8(1), 811. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00775-2>

- Higgins, P. A. (2007). *Biodiversity loss under existing land use and climate change: an illustration using northern South America*. Recuperado el 10 de Abril de 2018 de: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.474.3833&rep=rep1&type=pdf>
- Holt, E. A., & Miller, S. W. (2010). *Bioindicators: Using organisms to measure environmental impacts*. Recuperado el 9 de Abril de 2018 de: <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/bioindicators-using-organisms-to-measure-environmental-impacts-16821310>
- Huang, H., Legarsky, J., & Othman, M. (2007). *Land-cover classification using Radarsat and Landsat imagery for St. Louis, Missouri*. Recuperado el 21 de Mayo de 2018 de: <https://pdfs.semanticscholar.org/78e3/0b11a15cf7beed0d642c04983b0c7136e64c.pdf>
- Hunke, P., Mueller, E. N., Schröder, B., & Zeilhofer, P. (2015). *The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use*. *Ecohydrology*, 8(6), 1154-1180. <https://doi.org/10.1002/eco.1573>
- Jáimez-Cuéllar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Áviles, J., Casas, J., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Sáinz-Cantero, C., Sanchez-Ortega, A., Suárez, M. L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Zamora-Muñoz, C., y Alba-Tercedor, Javier. (2002). Protocolo GUADALMED (PRECE). Recuperado el 30 de Marzo de 2018 de: http://www.limnetica.com/Limnetica/Limne21/L21b187_Protocolo_GUADALMED_PRECE.pdf
- Jun, Y. C., Kim, N. Y., Kwon, S. J., Han, S. C., Hwang, I. C., Park, J. H., Won, D. H., Byun, M.S., Kong, H. Yang., Lee, J. E. & Hwang, S. J. (2011). *Effects of land use on benthic macroinvertebrate communities: Comparison of two mountain streams in Korea*. Recuperado el 10 de

Abril de 2018 de: <https://www.cambridge.org/core/services/aop-cambridge-core/content/view/S0003408811000185>

Kokalj, Ž., & Oštir, K. (2007). *Land cover mapping using landsat satellite image classification in the classical Karst-Kras region*. Recuperado el 12 de Mayo de 2018 de: <https://pdfs.semanticscholar.org/5ae5/ae7c263521d9f12bb7bc2c861509492a85a9.pdf>

Kuchay, S. A., & Ramachandra, T. V. (2016). *Land Use Land Cover Change Analysis of Uttara Kannada*. Recuperado el 12 de Mayo de 2018 de: http://wgbis.ces.iisc.ernet.in/energy/water/paper/Land-Use-Land/089_LULC_UK.pdf

Magrin, G., & Marengo, J. (2014). *Central and South America. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2014 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Regional Aspects*. Recuperado el 30 de Marzo de 2018 de: https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg2/WGIIAR5-Chap27_FINAL.pdf

Martínez, M. L., Pérez-Maqueo, O., Vázquez, G., Castillo-Campos, G., García-Franco, J., Mehlreter, K., Equihua, M., & Landgrave, R. (2009). *Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico*. *Forest Ecology and management*, 258(9), 1856-1863. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.023>

Meme, F. K., Arimoro, F. O., & Nwadukwe, F. O. (2014). *Analyses of physical and chemical parameters in surface waters nearby a Cement Factory in North Central, Nigeria*. Recuperado el 27 de Marzo de 2018 de: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.855.2288&rep=rep1&type=pdf>

- Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE). (2015). LIBRO XV Anexo 1 Normas Recurso Agua. Recuperado el 15 de Mayo de 2018 de: <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu112180.pdf>
- Munné, A., C. Solà y Prat, N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. Recuperado el 10 de Abril de 2018 de: http://www.ub.edu/fem/docs/protocols/Prot_QBR%20cast.pdf
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). *A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index*. Recuperado el 10 de Abril de 2018 de: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.470.7511&rep=rep1&type=pdf>
- Myers, S. S., Gaffikin, L., Golden, C. D., Ostfeld, R. S., Redford, K. H., Ricketts, T. H., Turner, W. R., & Osofsky, S. A. (2013). *Human health impacts of ecosystem alteration*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(47), 18753-18760. <https://doi.org/10.1073/pnas.1218656110>
- Mwedzi, T., Bere, T., & Mangadze, T. (2016). *Macroinvertebrate assemblages in agricultural, mining, and urban tropical streams: implications for conservation and management*. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11), 11181-11192. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6340-y>
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). (2011). *Waterquality*. Recuperado el 14 de Mayo de 2018 de: <http://floridakeys.noaa.gov/ocean/waterquality.html>
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuellar, P., Moya, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M. L., Toro, M., y Vidal-Abarca, M. R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat.

Recuperado el 14 de Mayo de 2018 de:
<https://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-21-2-p-115.pdf>

Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. Recuperado el 12 de Mayo de 2018 de:
<http://www.ub.edu/fem/docs/caps/2009%20MacroIndLatinAmcompag0908.pdf>

Polasky, S., Nelson, E., Pennington, D., & Johnson, K. A. (2010). *The impact of land-use change on ecosystem services, biodiversity and returns to landowners: A case study in the State of Minnesota* Recuperado el 10 de Abril de 2018 de:
http://cedarcreek.umn.edu/biblio/fulltext/Environmental_and_Resource_Economics_2011_Polasky.pdf

Reis, S. (2008). *Analyzing land use/land cover changes using remote sensing and GIS in Rize, North-East Turkey*. Recuperado el 10 de Abril de 2018 de: <http://www.mdpi.com/1424-8220/8/10/6188/htm>

Rincón Galán, Y. A., Daza Ardila, D., & Castrillón Cardona, W. F. (2011). *Current diagnosis of the physico-chemical parameters such as indicators of environmental contamination in river Apulo, Cundinamarca-Colombia*. Recuperado el 15 de Mayo de 2018 de:
http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-921X2011000100006&lang=pt

Ríos-Touma, B. (2004). Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de dos cuencas altoandinas de Ecuador. (Tesis Doctoral). Universidad de Barcelona, España.

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*. Recuperado el 9 de Abril de 2018

de: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442014000600017

Ross, C., Fildes, S., & Millington, A. (2017). *Land-Use and Land-Cover Change in the Páramo of South-Central Ecuador, 1979–2014*. Recuperado el 15 de Mayo de 2018 de: <https://pdfs.semanticscholar.org/231d/4be8d8ade2874a067abb74793788c263e528.pdf>

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzing, A., Leemans, R., Lodge, D., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. & Wall, D. H. (2000). *Global biodiversity scenarios for the year 2100*. *Science*, 287(5459), 1770-1774. DOI: 10.1126/science.287.5459.1770

Salomoni, S. E., Rocha, O., Hermany, G., & Lobo, E. A. (2011). *Application of water quality biological indices using diatoms as bioindicators in the Gravataí river, RS, Brazil*. *Brazilian Journal of Biology*, 71(4), 949-959. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842011000500015>

Shafri, H.Z.B., Suhaili, A., & Mansor, S. (2007). *The Performance of Maximum Likelihood, Spectral Angle Mapper, Neural Network and Decision Tree Classifiers in Hyperspectral Image Analysis*. Recuperado el 30 de Marzo de 2018 de: https://www.ugpti.org/smartse/research/citations/downloads/Shafri-Comparison_of_HSI_Classifiers-2007.pdf

Story, M., & Congalton, R. (1986). *Accuracy assessment: a user's perspective*. Recuperado el 14 de Mayo de 2018 de: https://scholar.googleusercontent.com/scholar?q=cache:hl28yPVsPIoJ:scholar.google.com/+Accuracy+assessment:+a+user%27s+perspective.&hl=es&as_sdt=0,5&as_vis=1

- USGS (United States Geological Survey). (2012). *Landsat—Earth Observation Satellites*. Recuperado el 14 de Mayo de 2018 de: <https://pubs.usgs.gov/fs/2015/3081/fs20153081.pdf>
- Toro, M., Robles, S., Avilés, J., Nuño, C., Vivas, S., Bonada, N., Prat, N., Alba-Tercedor, J., Casas, J., Guerrero, C., Jáimez-Cuéllar, P., Moreno, J.L., Moyá, G., Ramon, G., Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R., Álvarez, M., y Pardo, I. (2002). Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. Recuperado el 10 de Abril de 2018 de: <http://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-21-2-p-63.pdf>
- Vázquez, V. H. L., Plata, M. A. B., Mejía, M. C. C., Pérez, J. I. J., y Cedillo, J. G. (2015). Cambio de uso de suelo e implicaciones socioeconómicas en un área mazahua del altiplano mexicano. Recuperado el 9 de Abril de 2018 de: <http://www.redalyc.org/pdf/104/10439327004.pdf>
- Villamarin, C. (2012). Estructura y composición de macroinvertebrados acuáticos en los ríos altoandinos de Ecuador y Perú. Diseño de un sistema de medida de calidad de agua con valores multimétricos. Recuperado el 9 de Abril de 2018 de: <https://www.tdx.cat/handle/10803/83923>
- Villamarín, C., Prat, N., y Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. Recuperado el 10 de Abril de 2018 de: <https://scielo.conicyt.cl/pdf/lajar/v42n5/art12.pdf>
- Voelz, N. J., & McArthur, J. V. (2000). *An exploration of factors influencing lotic insect species richness*. *Biodiversity and Conservation*, 9(11), 1543-1570. <https://doi.org/10.1023/A:1008984802844>
- Vogel, R. M. (2011). *Hydromorphology*. Recuperado el 15 de Abril de 2018 de: <https://engineering.tufts.edu/cee/people/vogel/documents/hydromorphologyEditorial.pdf>

- Wang, X., Dong, X., Liu, H., Wei, H., Fan, W., Lu, N., Xu, Z., Ren, J., & Xing, K.(2017). *Linking land use change, ecosystem services and human well-being: A case study of the Manas River Basin of Xinjiang, China*. *Ecosystem Services*, 27, 113-123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.013>
- Whiting, P. J., & Pomeranets, M. (1997). *A numerical study of bank storage and its contribution to streamflow*. *Journal of Hydrology*, 202(1), 121-136. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00064-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00064-4)
- Zang, S., & Huang, X. (2006). *An aggregated multivariate regression land-use model and its application to land-use change processes in the Daqing region (northeast China)*. *Ecological Modelling*, 193(3-4), 503-516. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.08.026>

ANEXOS

Anexo1. Apartados de evaluación de condiciones de referencia para ríos andinos.

Apartado	Poco	Medio	Mucho
CUENCA			
1.1 Cobertura de especies introducidas (Eucaliptos y Pinos especialmente)	5	3	1
1.2 Porcentaje de cobertura en pastos artificiales	5	3	1
1.3 Porcentaje de cobertura en usos urbanos	5	3	1
1.4 Ausencia de vegetación autóctona	5	3	1
1.5 Explotaciones mineras	5	3	1
1.6 Explotaciones ganaderas intensivas (intensivas)	5	3	1
HIDROLOGÍA			
2.1 Presencia de grandes presas aguas arriba del lugar	5	3	1
2.2 Derivaciones de agua para hidroeléctricas azudes < 10m	5	3	1
2.3 Trasvases a otras cuencas o desde otras cuencas	5	3	1
2.4 Derivaciones para usos en agricultura y ganadería	5	3	1
2.5 Derivaciones para uso en minería	5	3	1
2.6 Derivaciones para uso urbano (usos domésticos e industriales)	5	3	1
TRAMO (Incluye ribera y zona inundación)			
3.1 Canalización del río por infraestructuras rígidas (escolleras, etc...)	5	3	1
3.2 Canalización del río por terraplenes	5	3	1
3.3 Presencia de cultivos i/ovacas y pasto en la llanura de inundación	5	3	1
3.4 Infraestructuras laterales (carreteras, construcciones...)	5	3	1
3.5 Falta de cubierta de la zona de ribera (árboles o arbustos)	5	3	1
3.6 % Cubierta vegetal por especies introducidas (árboles o arbustos)	5	3	1
LECHO			
4.1 Sustrato del lecho totalmente artificial (p.e. cemento, escollera...)	5	3	1
4.2 Infraestructuras transversales (p.e. azudes, vados)	5	3	1
4.3 Presencia de efluentes directos al río	5	3	1
4.4 Contaminación orgánica evidente	5	3	1
4.5 Contaminación minera evidente	5	3	1
4.6 Presencia de basuras y escombros (sea en la ribera o en el mismo lecho)	5	3	1

Tomado de Acosta et al., 2009, p. 54.

Anexo 2. Criterios de evaluación para apartados de condiciones de referencia.

Especificaciones de cada Apartado

El significado de Poco, Medio o Mucho en cada caso se explica a continuación.

- CUENCA**
- 1.1 Poco < 10%, Medio 10-30%, Mucho>30%
 - 1.2 Idem
 - 1.3 Poco<1%, Medio 1-10%, Mucho > 10%. Incluye la presencia de floriculturas.
 - 1.4 Poco < 10%, Medio 10-50%, Mucho>50%
 - 1.5 Poco:inexistente o de muy baja intensidad, Medio:1 grande o varias de poca intensidad, Mucho: 2 grandes o muchas de pequeña intensidad
 - 1.6 Poco: inexistente o mínimas, Medio: presencia de una gran explotación, Mucho: varias explotaciones grandes
- HIDROLOGIA**
- 2.1 Grandes presas (>10m). Poco: inexistente, Medio: 1, Mucho > 1
 - 2.2 Reducción caudal. Poco<10%, Medio 10 -50%, Mucho >50%
 - 2.3 Reducción caudal. Poco: sin trasvase, Medio < 25%, Mucho >25%. Incluir también trasvases de otras cuencas
 - 2.4 Reducción caudal. Poco: sin desvío, Medio < 25%, Mucho >25% (Atención si hay múltiples pequeñas pasar de medio a mucho)
 - 2.5 Reducción caudal. Poco: sin desvío, Medio < 25%, Mucho >25% (Atención si hay múltiples pequeñas pasar de medio a mucho)
 - 2.6 Reducción caudal. Poco: sin desvío, Medio < 25%, Mucho >25% (Atención si hay múltiples pequeñas pasar de medio a mucho)
- TRAMO**
- 3.1 Poco: sin canalización, Medio < 25%, Mucho >25%
 - 3.2 Poco: sin canalización, Medio < 50%, Mucho >50%
 - 3.3 Poco: sin cultivos, Medio <50%, Mucho >50%
 - 3.4 Poco: no hay, Medio: en uno de los lados, Mucho: en los dos lados (cubriendo >10% superficie)
 - 3.5 Poco: totalmente cubierto por vegetación nativa, Medio >50%, Mucho < 50%
 - 3.6 Poco: sin especies introducidas, Medio <50%, Mucho > 50%
- LECHO**
- 4.1 Poco: nada, Medio <10%, Mucho >10%
 - 4.2 Poco: ninguno, Medio: 1, Mucho > 1 (los puentes que cruzan el río no se incluyen)
 - 4.3 Poco: no hay, Medio: 1 o 2 efluentes de poco caudal, Mucho: varios de poco caudal o uno de mucho caudal relativo al del río.
 - 4.4 Poco: río transparente y sin olor, Medio: río turbio y poca olor, Mucho: río con espuma y mucha olor
 - 4.5 Poco: no hay minas, Medio: río con sedimentos en suspensión, Mucho: sedimentos muy abundantes y conocimiento de pH muy ácido o muy básico
 - 4.6 Poco: no hay o solo aisladamente, Medio: acumulaciones de forma aislada, Mucho: vertedero.
- Apartados Restrictivos**
- Apartados que pueden constituir por ellos mismos una restricción para declarar un punto como de referencia por su afectación grave (puntuación 1 en el apartado):
- Bloque 1 1.3, 1.5
 - Bloque 2 2.1, 2.3. (Respecto a los apartados 2.2, 2.4, 2.5, 2.6, solo se aplica si la derivación es próxima, pero no si se ha producido ya el retorno al río del agua derivada en puntos aguas debajo de la cuenca)
 - Bloque 3 3.1.
 - Bloque 4 4.1, 4.4 y 4.5 si el valor es 1.

Tomado de Acosta et al., 2009, p. 55.

Anexo 3. Apartados de valuación Índice de Heterogeneidad del Hábitat Fluvial.

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 categorías)
		PUNTUACIÓN FINAL (suma de las puntuaciones anteriores)

Tomado de Acosta et al., 2009, p. 56.

Anexo 4. Hoja de Campo Índice de la calidad de bosque de ribera (QBR-And).

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 ribera	
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
+ 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total	
+ 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%	
- 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%	
-10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%	
Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)		Puntuación bloque 2
Puntuación		
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 %	
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %	
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %	
+ 10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %	
+ 5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %	
+ 5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque.	
- 5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %	
- 5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad	
- 10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %	
Calidad de la cubierta		Puntuación bloque 3
Puntuación		
25	Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos	
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas	
5	26 a 50% de los árboles de ribera son especies introducidas	
0	Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas	
+ 10	>75% de los arbustos son de especies autóctonas.	
+ 5	51-75% o más de los arbustos de especies autóctonas	
- 5	26-50% de la cobertura de arbustos de especies autóctonas	
- 10	Menos del 25% de la cobertura de los arbustos de especies autóctonas	
Grado de naturalidad del canal fluvial		Puntuación bloque 4
Puntuación		
25	el canal del río no ha estado modificado	
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río	
0	río canalizado en la totalidad del tramo	
- 10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río	
- 10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río	
-5	si hay basuras en el tramo de muestreo de forma puntual pero abundantes	
-10	si hay un basurero permanente en el tramo estudiado	
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)		

Tomado de Acosta et al., 2009, p. 57.

Anexo 5. Jurich, K., Ríos-Touma, B., & Walls., S. (Submitted). Land Use Dynamics: A Case Study of the Mashpi River Watershed in Western Pichincha Province, Ecuador.

Anexo 6. Puntos de control para la evaluación de precisión.

Uso del suelo	Urbano	Agrícola/ganadero	Descubierto	Bosque	Páramo	Tot
Urbano	16	1	0	0	1	18
Agrícola/ganadero	0	13	0	0	0	13
Descubierto	0	1	7	0	0	8
Bosque	0	0	0	12	0	12
Páramo	2	1	0	0	13	16
Tot	18	16	7	12	14	67

Anexo 7. Análisis validación cruzada, valores reales vs valores predichos año 2017.

Cross Validation 2017															
ABI						QBR					ECOSTRIAND				
Valor real	Valor Predicho					Valor real	Valor Predicho				Valor real	Valor Predicho			
	Urbano	Agrícola	Descubierto	Vegetación natural			Urbano	Agrícola	Descubierto	Vegetación natural		Urbano	Agrícola	Descubierto	Vegetación natural
97	74.1	91.5	76.7	87.3		100.0	73.7	97.5	82.1	94.1	5.0	3.3	4.6	3.7	4.3
117	71.5	85.3	73.9	82.4		100.0	73.7	95.3	83.3	93.3	5.0	3.3	4.5	3.8	4.3
66	78.2	101.2	85.4	96.9		90.0	75.0	102.0	89.1	99.6	4.0	3.4	4.9	4.1	4.7
84	75.8	70.8	70.2	72.1		75.0	78.9	67.6	69.6	70.6	3.0	3.5	3.2	3.2	3.3
68	76.1	65.2	78.1	71.3		65.0	75.4	58.6	82.0	68.2	3.0	3.4	2.7	3.8	3.1
45	80.9	81.0	81.5	83.0		90.0	75.0	74.5	78.9	78.2	3.0	3.5	3.6	3.8	3.7
102	73.4	88.3	78.0	86.0		85.0	75.5	97.9	89.4	97.1	5.0	3.3	4.4	3.9	4.2
29	24.1	42.6	50.0	40.8		20.0	-16.5	24.2	28.2	18.5	1.0	-0.8	0.9	1.2	0.7
42	43.4	38.4	49.2	39.9		25.0	25.1	20.6	30.1	20.2	1.0	1.2	0.8	1.4	0.8
35	59.4	47.7	49.3	47.4		15.0	49.1	33.8	29.8	31.6	1.0	2.2	1.4	1.3	1.3
47	62.3	49.3	44.3	47.1		40.0	53.8	35.1	19.9	30.3	1.0	2.5	1.6	1.0	1.4
49	29.1	39.2	46.0	37.8		20.0	9.0	24.5	27.4	20.1	1.0	0.4	0.9	1.2	0.7
36	73.7	41.7	71.3	53.9		35.0	70.0	22.0	67.8	39.6	1.0	3.2	1.0	3.1	1.8
73	60.5	47.6	28.0	41.6		30.0	55.0	38.0	7.2	28.9	2.0	2.5	1.5	0.03	1.1

Anexo 8. Análisis validación cruzada, valores reales vs valores predichos año 2004.

Cross Validation 2004															
ABI						QBR					ECOSTRIAND				
Valor real	Valor Predicho					Valor real	Valor Predicho				Valor real	Valor Predicho			
	Urbano	Agrícola	Descubierto	Vegetación natural			Urbano	Agrícola	Descubierto	Vegetación natural		Urbano	Agrícola	Descubierto	Vegetación natural
115	114.8	115.9	116.0	119.2		90.0	87.0	93.4	88.7	94.3	5.0	4.7	4.8	4.8	5.0
138	111.3	110.3	112.6	114.0		100.0	85.5	90.5	87.4	91.9	5.0	4.7	4.8	4.9	5.0
113	115.1	115.4	115.4	118.6		90.0	87.0	92.6	87.9	93.5	5.0	4.7	4.8	4.8	4.9
84	119.5	114.8	106.1	115.1		85.0	87.8	88.5	78.9	87.4	4.0	4.8	4.7	4.3	4.6
106	100.4	84.7	103.4	91.0		80.0	76.7	64.8	79.3	70.2	5.0	4.0	3.3	4.2	3.6
134	111.9	107.3	108.7	110.5		90.0	87.0	88.4	85.3	89.6	5.0	4.7	4.6	4.6	4.7
93	118.1	109.3	122.0	115.8		80.0	88.5	85.8	91.9	89.9	4.0	4.8	4.5	5.1	4.8
21	35.2	58.1	57.8	53.4		25.0	24.3	35.3	41.7	33.5	1.0	0.9	1.9	1.9	1.6
16	29.7	23.5	29.1	32.8		25.0	39.6	44.8	46.9	42.9	1.0	1.8	2.3	2.2	2.1
25	61.8	75.1	56.2	67.6		30.0	43.2	53.5	40.0	47.4	1.0	2.3	2.2	1.9	2.4
49	30.3	48.8	54.7	44.7		20.0	13.0	35.2	34.6	34.0	1.0	0.1	1.7	2.0	1.5
124	103.6	24.8	76.7	44.3		65.0	82.3	20.4	61.0	37.5	4.0	4.3	0.8	3.1	1.6
96	57.0	74.3	9.6	57.7		70.0	44.1	55.5	7.7	41.9	3.0	2.2	2.9	0.1	2.1

