

Yu'am

Revista Mesoamericana de
Biodiversidad y Cambio Climático

ARTÍCULO DE PORTADA:
Estado ecológico
de franjas ribereñas e
indicadores biológicos
de calidad de agua en la
subcuenca del río Hato



Yu'am

Revista Mesoamericana de Biodiversidad y Cambio Climático

Yu'am, significa "vida" en el idioma Maya-Q'eqchi'

Consejo Directivo

Óscar Núñez, Director Ejecutivo, Fundación Defensores de la Naturaleza (FDN)

Óscar Rojas, Director para Guatemala, Rainforest Alliance (RA)

Alex Guerra, Director, Instituto Privado de Investigación Sobre Cambio Climático (ICC)

Edwin Castellanos, Decano de Investigación, Universidad del Valle de Guatemala

Editor en Jefe

Lucrecia Masaya, Fundación Defensores de la Naturaleza

Consejo Editorial

Claudia Mondragón, Directora del Observatorio de Ordenamiento Territorial de la Universidad Autónoma de Honduras

Ángela María Plata, Investigadora y Coordinadora del Programa de Cambio Climático de la Universidad Sergio Arboleda de Colombia

Sergio Pérez, Curador de la Colección de Mamíferos de la Escuela de Biología de la Universidad San Carlos de Guatemala

Joel Scriven, Especialista Regional en REDD+ en Asia Pacífico para el Programa de Desarrollo de Naciones Unidas, Tailandia.

Sebastian Kepfer, Investigador del Departamento de Geo-ciencias y Manejo de Recursos Naturales, Universidad de Copenhague

Revisores y Proceso de Revisión por Pares

El proceso de revisión por pares se realiza para los artículos científicos y notas de divulgación científica. Este inicia con una inspección general del Editor en Jefe, donde se determina el cumplimiento de los requisitos de la revista. El Consejo Editorial realiza una revisión y aprobación para continúe hacia el proceso de revisión por pares de forma anónima. Los revisores son expertos nacionales e internacionales (externos a la entidad editora), quienes hacen sus recomendaciones con el fin de mejorar los manuscritos. En base a las recomendaciones de los revisores y del Consejo Editorial, el Editor en Jefe determina si se publica el manuscrito. Se publican solamente trabajos originales.

Foto portada: Melany Soria
Foto contraportada: Melany Soria

Yu'am, Revista Mesoamericana de Biodiversidad y Cambio Climático (www.revistayuam.com) es una revista científica y de divulgación digital sobre investigación realizada en Mesoamérica en los temas de:

- Biodiversidad
- Manejo de recursos naturales
- Manejo de áreas protegidas
- Impacto del cambio climático en la región mesoamericana
- Adaptación y mitigación ante el cambio climático
- Ordenamiento territorial y su relación al cambio climático

Nuestra revista busca socializar los esfuerzos realizados en distintos países para aprender de los éxitos y promover la comunicación entre científicos, técnicos y administradores en la región, e incluir a otros tomadores de decisión de suma relevancia como lo son los gobiernos locales, instituciones gubernamentales y empresarios. La revista originalmente tuvo sus dos primeros números (versión impresa) en el 2008. En el 2017 se retomó este esfuerzo con una alianza entre 4 instituciones: Fundación Defensores de la Naturaleza (institución editora), el Instituto Privado de Investigación sobre Cambio Climático (ICC), Rainforest Alliance (RA) y la Universidad del Valle de Guatemala (UVG). Dicha alianza busca darle respaldo científico, financiero y administrativo a la publicación. La transformación de la revista en versión impresa a una plataforma digital y el que no tenga costo se realizó con el fin de eliminar barreras de acceso.

El Consejo Editorial, cuyos miembros representan las diversas áreas temáticas y países de la región, es el que determina la dirección de la revista y resguarda la calidad científica de la misma. Nuestra revista es de acceso libre, arbitrada y gratuita para autores que deseen publicar. La publicación es semestral y las fechas para la entrega de manuscritos se encuentran en la sección de lineamientos para publicar (<https://www.revistayuam.com/como-publicar/>). Los números generalmente se componen de artículos científicos, notas de divulgación científica, reportajes y entrevistas con expertos, los cuales pueden descargarse en formato PDF gratuitamente.

El proceso de revisión para cada manuscrito inicia con una inspección general del Editor en Jefe para determinar el cumplimiento de los requisitos básicos. Posteriormente, son enviados al Consejo Editorial para su revisión y aprobación para pasar al proceso de revisión por pares. Los manuscritos aprobados son enviados a dos expertos en la temática (externos a la entidad editora), quienes hacen sus recomendaciones de manera anónima. En base a las recomendaciones de los revisores y del Consejo Editorial, el Editor en Jefe determina si se publica el manuscrito. Yu'am solamente acepta trabajos originales que no hayan sido anteriormente publicados en otras revistas.

Entidad editora: Fundación Defensores de la Naturaleza
2a. avenida 14-08 zona 14
Guatemala 01014, Centro América
PBX: (502) 2310-2929 y 2367-1116
www.defensores.org.gt
info@revistayuam.com
ISSN 1998-0493 = Yu'am

Con el apoyo de



Programa
CLIMA, NATURALEZA Y
COMUNIDADES
en Guatemala



Esta revista es posible gracias al generoso apoyo del Pueblo de los Estados Unidos a través de su Agencia para el Desarrollo Internacional (USAID). El contenido de esta revista es responsabilidad de Rainforest Alliance, Fundación Defensores de la Naturaleza, Instituto Privado de Investigación sobre Cambio Climático, Universidad del Valle de Guatemala y no necesariamente refleja las opiniones de USAID o del Gobierno de los Estados Unidos de América.

4

Estado ecológico de franjas ribereñas e indicadores biológicos de calidad de agua en la subcuenca del río Hato.

Descripción y conservación de las comunidades de aves de bosque tropical del oriente de Guatemala

21



The Central American Dry Corridor: a consensus statement and its background

42



52 Conservación y desarrollo basado en la comunidad: las concesiones forestales comunitarias en Petén, Guatemala

61 Revisión de principios y lineamientos de política pública para la gobernanza del agua en Guatemala

71 Las colecciones de insectos contribuyen a su conservación, no a su extinción

75

Producción de cacao fortalece la economía familiar en Lachuá de la mano de las mujeres



Foto. Plantas de cacao injertadas por Brenda Poou, en vivero privado de la Ecoregión Lachuá.
© UICN / Erick Ac

77

Conservando nuestra herencia: la Selva Maya



Foto: Parque nacional Yaxhá-Nakum-Naranjo, Guatemala.
© UICN / Eric Ecker

Estado ecológico de franjas ribereñas e indicadores biológicos de calidad de agua en la subcuenca del río Hato

Melany Giovanna Soria Bances¹ y Jerson Quevedo²

¹Investigador Independiente. g.soria94@gmail.com

²Especialista en Políticas Públicas, RTI International
g.soria94@gmail.com

Resumen

El estado ecológico de las franjas ribereñas y los usos de la tierra pueden influenciar positivamente o negativamente la calidad del agua, debido a las diferentes interacciones entre estas variables. En la subcuenca del río Hato se determinó el estado biológico de calidad de agua a través de las metodologías BMWP-CR y IBF-SV, el estado ecológico de las franjas ribereñas por medio del índice RQI y los usos de la tierra de las áreas de drenaje utilizando el Mapa de Usos de la Tierra de Guatemala, 2012. La relación entre las tres variables se determinó por medio del coeficiente de correlación de Spearman. La calidad del agua de la subcuenca del río Hato oscila entre buena a regular. Las áreas de drenaje con mejor calidad de agua se encontraron en la parte alta de la subcuenca con un uso predominante de bosque. El estado ecológico de las franjas ribereñas se encuentra degradado. El mayor deterioro se encontró en la parte media y baja de la subcuenca donde los usos son principalmente agrícolas y existe una mayor presencia de zonas urbanas. Además, se determinó que la calidad del agua se ve afectada negativamente por la degradación del estado ecológico de las franjas ribereñas y por los usos: urbano, caña de azúcar, café, pastizales y ausencia de bosque. Es afectada positivamente por las funciones ecosistémicas que presta el bosque. Por esto, se recomienda ejecutar un plan de restauración y protección de franjas ribereñas y promover estrategias de manejo integral de cuencas.

Palabras clave: calidad de agua, ecosistema dulceacuícola, franjas ribereñas, indicadores biológicos, manejo integral de cuencas, uso de la tierra, río Hato.

Abstract

A riparian buffer ecological status and the land use for an area can have positive or a negative effect on water quality, due to the different interactions between these variables. In the sub-basin area of Hato River, water quality was determined through BMWP-CR and IBF-SV methodologies, the riparian buffer's ecological status by the RQI index, and the land use of the drainage areas by the Map of Land Use for 2012 of Guatemala. The relationship between these three variables was determined by the Spearman correlation coefficient. The water quality of the Hato River sub-basin area ranged from good to regular. The drainage areas with the best water quality were found in the upper part of the sub-basin which has a predominant forest use. The riparian buffer's ecological status was degraded. The greatest deterioration was found in the middle and lower part

of the sub-basin, where the uses are mainly agricultural and there is a greater presence of urban areas. In addition, it was determined that water quality is adversely affected by the degradation of the riparian buffer's ecological status and the following land uses: urban, sugarcane, coffee, grassland and absence of forest. On the other hand, it is positively affected by the ecosystem functions that the forest provides. Consequently, we recommend the implementation of a restoration and protection program for riparian buffers for the area, and to establish integral watershed management strategies.

Key words: water quality, freshwater ecosystem, riparian buffer, biological indicator, integral watershed management, land use, Hato River.

Cita: Soria, M. (2019). Estado ecológico de franjas ribereñas e indicadores biológicos de calidad de agua en la subcuenca del río Hato. *Revista Yu'am* 3(5): 4-20

Recibido: 1/5/2018 **Aceptado:** 17/12/2018 **Publicado:** 1/3/2019

Introducción

Las franjas ribereñas prestan servicios ecosistémicos que ayudan a la protección del agua, entre los cuales figuran la reducción de la entrada de contaminantes, estabilización del flujo del agua y las orillas y regulación de la temperatura (Möller, 2011). En ese sentido, en la medida que se deteriora una franja ribereña se alteran las características físico-químicas del agua (Arcos, 2005; Machtinger, 2007).

Las principales fuentes de contaminación del agua provienen de la escorrentía agrícola y de las aguas residuales domésticas e industriales (Organización de las Naciones Unidas [ONU], 2015). Las actividades humanas que se realizan dentro de una cuenca ejercen presión sobre el medio acuático. Estas, aunadas a la falta de gestión y tratamiento adecuado de las aguas residuales hacen que la situación empeore (ONU, 2015; Organización Mundial de la Salud [OMS], 2016).

Debido a lo anterior se hace fundamental evaluar de qué manera las distintas actividades humanas dentro de una cuenca influyen en la calidad del agua de los ríos y cómo el deterioro o conservación de las franjas ribereñas puede ayudar o perjudicar el ecosistema acuático en un área clave como lo es la subcuenca del río Hato, en el nororiente de Guatemala. Esta subcuenca se encuentra en el corredor seco, el cual es un ecosistema singular en Guatemala. El 45 por ciento de la misma está dentro del área protegida Reserva de Biosfera Sierra de las Minas y brinda los recursos necesarios para el sustento de muchas familias del área.

A pesar de su importancia y potencial, la subcuenca del río Hato se ha visto afectada principalmente por el aumento de la población en el municipio y la ausencia de un manejo adecuado de los recursos naturales (Consejo Municipal de Desarrollo del Municipio San Agustín Acasaguastlán [CMDMSAA], 2010). Esta investigación busca generar información útil que le permita a los gestores de la misma tomar medidas de manejo de cuenca y protección de los bienes y servicios ambientales, lo que a su vez se traducirá en una mejor calidad de vida para las comunidades que se encuentran dentro de la subcuenca y beneficios a los ecosistemas y vida silvestre

Uso de macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua

Los macroinvertebrados son invertebrados pequeños generalmente mayores de 3mm (Conferencia Hidrográfica del Ebro, 2005). Son el grupo de fauna dominante en los ríos y están constituidos por moluscos, crustáceos, gusanos, ácaros y especies de insectos (González, Sánchez y Mairena, 2014). Tienen gran importancia dentro de los ecosistemas acuáticos ya que son fundamentales en la dinámica y el balance de nutrientes, transformación de materia orgánica, y el flujo de energía (Morales et al., 2014; Oscoz, 2009). Además, forman parte importante de la red trófica acuática ya que son fuente de alimento para organismos superiores (Oscoz, 2009).

Estos organismos forman uno de los grupos biológicos más utilizados como indicadores de calidad del agua debido a que presentan diferentes rangos de tolerancia a la contaminación de su hábitat (Arcos, 2005; González et al., 2014), presentan elevados índices de diversidad, están representados en diferentes taxones y no pueden huir fácilmente de la contaminación. Se consideran útiles para la detección de las presiones fisicoquímicas y presiones hidromorfológicas (Conferencia Hidrográfica del Ebro, 2005; Oscoz, 2009).

El muestreo biológico con macroinvertebrados indica alteraciones a mediano y largo plazo, al igual que los efectos acumulados en el tiempo, ya que éstos poseen ciclos de vida entre poco menos de un mes hasta más de un año (Conferencia Hidrográfica del Ebro, 2005; Vigiak et al., 2007).

Tabla 1

Valores del índice BMWP-CR

Nivel de Calidad de Agua	BMWP-CR	Calidad de agua
Aguas de calidad excelente	>120	Excelente
Aguas de calidad buena, no contaminadas sensiblemente	101-120	Muy buena
Aguas de calidad regular, eutrófica, contaminación moderada	61-100	Buena
Aguas de calidad mala, contaminadas.	36-60	Regular
Aguas de calidad mala, muy contaminadas.	16-35	Pobre
Aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminadas.	<15	Muy pobre

(Mafla, 2005)

El método BMWP-CR es una metodología adaptada a Costa Rica para evaluar la calidad de agua a través de macroinvertebrados como bioindicadores. El análisis es cualitativo ya que se basa en la presencia o ausencia de las familias de macroinvertebrados. A cada familia se le asigna un puntaje entre 1 a 10 donde las familias más sensibles obtienen los puntajes más altos y las familias más tolerantes obtienen los puntajes más bajos (Tabla 1). El índice se calcula sumando las puntuaciones asignadas a cada familia de macroinvertebrados

encontrados en el punto de muestreo, según su grado de sensibilidad o tolerancia a la contaminación. (Conferencia Hidrográfica del Ebro, 2005). La puntuación total del BMWP-CR varía entre 0 y >120. Estas puntuaciones se agrupan en seis clases de calidad de agua: excelente, muy buena, buena, regular, pobre y muy pobre (Arcos, 2005; Mafla, 2005).

Otra metodología que utiliza muestreos biológicos con macroinvertebrados es el Índice Biológico a nivel de familia de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV). Esta es una modificación del IBF que adaptó los puntajes y las familias a las condiciones propias de los ríos de El Salvador. El índice presenta dos componentes importantes: el puntaje asignado a cada grupo de macroinvertebrados y la abundancia relativa de los grupos de invertebrados acuáticos encontrados. El puntaje final consiste en el promedio de los puntajes de los grupos taxonómicos encontrados en cada punto de muestreo ponderados por su abundancia relativa (Tabla 2). En el IBF-SV se les asigna bajos valores de tolerancia a los organismos que son más sensibles a las bajas concentraciones de oxígeno disuelto, y altos valores a los organismos con un amplio rango de tolerancia. Los valores asignados se encuentran entre 0 a 10 (Sermeño et al., 2010).

Tabla 2

Valores del índice IBF-SV

Interpretación	IBF-SV	Calidad de agua
Contaminación orgánica improbable	0.00 - 3.75	Excelente
Contaminación orgánica leve posible	3.76 - 4.25	Muy buena
Alguna contaminación orgánica probable	4.26 - 5.00	Buena
Contaminación orgánica bastante sustancial es probable	5.01 - 5.75	Regular
Contaminación sustancial probable	5.76 - 6.50	Regular pobre
Contaminación muy sustancial probable	6.51 - 7.25	Pobre
Contaminación orgánica severa probable	7.26 - 10.00	Muy pobre

(Sermeño, et al., 2010)

Tabla 3*Valores del índice RQI y calidad de las riberas*

Valor del RQI	Estado de la ribera	Condición ecológica
120-100	Muy bueno	Los atributos de las riberas no presentan amenazas en su funcionamiento, encontrándose en un estado de elevada naturalidad (máximo tres atributos con una puntuación inferior al óptimo, correspondiente al estado “bueno”)
99-80	Bueno	Al menos dos o tres atributos de las riberas están amenazados en su funcionamiento (máximo 3 atributos con una puntuación inferior, correspondiente al estado “regular”)
79-60	Regular	Al menos dos o tres atributos de las riberas están degradados en su funcionamiento y el resto tiene amenazas de degradación (máximo tres atributos con una puntuación inferior, correspondiente al estado “malo”).
59-40	Pobre	Más de tres atributos de las riberas están seriamente alterados en su funcionamiento y el resto también se encuentra degradado
39-10	Muy pobre	Más de tres atributos de las riberas están muy degradados en su funcionamiento y el resto está también degradado.

(González, et al., 2006)

El índice RQI (Riparian Quality Index) es una metodología con base estructural, hidrológica y geomorfológica para determinar el estado de conservación de las franjas ribereñas. Las condiciones óptimas son las más naturales es decir que poseen menor intervención humana. El estado ecológico es analizado a través de una serie de atributos donde se valorizan con relación a determinadas condiciones de referencia que son variables según la tipología del tramo. Los atributos caracterizan la estructura y el funcionamiento dinámico de las riberas. (Gonzalez, García, Lara y Garilleti, 2006). La valorización del estado de las riberas se obtiene sumando los puntajes asignados a cada atributo ya que cada uno de ellos se valora de manera independiente (Tabla 3). La valorización final oscila entre 10 y 120 puntos donde, entre mayor sea el valor mejor es el estado de conservación de las franjas (Gonzalez et al., 2006).

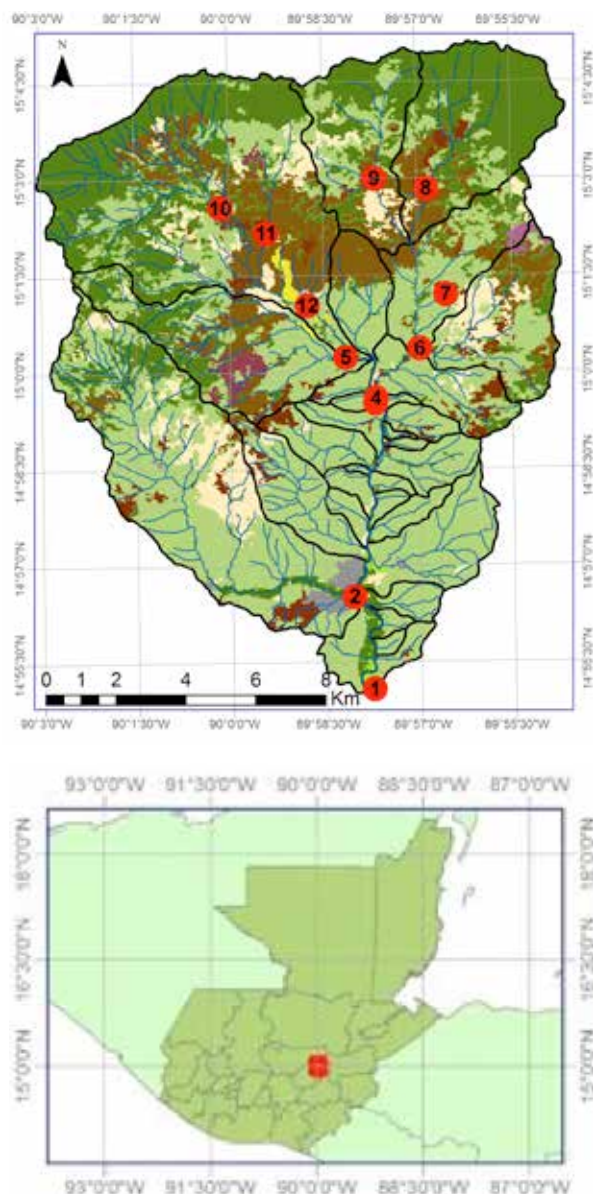
Metodología

El estudio se realizó en la subcuenca del río Hato, San Agustín Acasaguastlán, El Progreso entre agosto de 2016 a febrero de 2017. Primero, se determinaron los puntos de muestreo de la investigación (parámetros de calidad de agua y estados de las franjas ribereñas) en función de las microcuencas pertenecientes a la subcuenca del río

Hato y de los diferentes porcentajes de uso de la tierra que tenía cada una de ellas, haciendo uso del programa ArcMap. Se realizó un viaje de campo para reconocer el área de estudio y evaluar la factibilidad de realizar los muestreos en los puntos determinados. Con la información recabada en campo, se realizaron ajustes a los puntos de muestreo determinando 12 puntos oficiales. Estos puntos no necesariamente representaban toda una microcuenca, pero sí un área de drenaje (Tabla 4 y Figura 1).

La determinación de la calidad del agua se hizo a través de las metodologías BMWP-CR e IBF-SV las cuales se basan en la presencia de macroinvertebrados bentónicos como indicadores. Se realizaron cuatro muestreos biológicos de arrastre utilizando red D, dos en la época lluviosa (agosto y septiembre de 2016) y dos en la época seca (enero y febrero de 2017). Todos los muestreos se realizaron con colaboración del personal de Fundación Defensores de la Naturaleza de Sierra de las Minas. La identificación de las familias de macroinvertebrados se realizó en el laboratorio de la Universidad Rafael Landívar con ayuda de claves dicotómicas.

La determinación del estado ecológico de la franja ribereña se realizó por medio del índice RQI, el cual se aplicó en tramos fluviales de 100 m, en los mismos puntos de muestreo de la determinación de la calidad de agua, en donde la longitud del río mantenía condiciones homogéneas de los siete



Leyenda

- Agricultura anual
- Bosques
- Café
- Caña de azúcar
- Cuerpos de agua
- Cultivos permanentes arbóreos
- Espacios abiertos, sin o con poca vegetación
- Palma africana
- Pastizales
- Urbano
- Vegetación arbustiva baja (Guamil - Matorral)
- Zonas agrícolas heterogéneas
- Árboles dispersos
- Puntos gtm
- Ríos
- Microcuencas

Figura 1. Mapa de los puntos de muestreo.

Tabla 4

Puntos de muestreo: código, nombre y coordenadas

Código	Puntos de muestreo	Coordenadas GTM	
1	Punto de aforo / río Hato	557802	1649655
2	San Agustín / río Hato	557253	1652300
3	Puerta de Golpe / río Timiluya	557906	1657830
4	Puerta de Golpe / río Hato	557924	1657983
5	Timiluya / río Hayvaso	557064	1659147
6	Chanrrayo / quebrado El Conte	559178	1659399
7	Chanrrayo / quebrada San Miguel	559942	1660941
8	Los Albores / quebrada Las Nubes	559405	1663970
9	Los Albores / río Hato	557924	1664255
10	Hierbabuena / río De en Medio	553511	1663439
11	Las Delicias / quebrada Las Delicias	554814	1662709
12	Tequiz / quebrada La Dorotea	555977	1660637

atributos evaluados: longitud, anchura, composición y estructura, regeneración de la vegetación arborea y arbustiva, condición de la orilla, conectividad transversal, y permeabilidad y condiciones del sustrato.

Los usos de la tierra de las áreas de drenaje se determinaron a través del Mapa de Usos de la Tierra, 2012. La relación entre la calidad del agua, el estado de las franjas ribereñas y los usos de la tierra se determinó por medio de la utilización del coeficiente de correlación de Spearman, utilizando el programa InfoStat y una significancia del 5%. Además, se realizaron pruebas de T pareadas y análisis de conglomerados a los resultados de calidad de agua y estado de las franjas ribereñas. Estas pruebas estadísticas permitieron analizar y discutir de mejor manera los resultados.

Tabla 5

Resultados de calidad de agua según índice BMWP-CR

Punto de muestreo		Ago 2016		Sep 2016		Ene 2017		Feb 2017		Promedio	
1	Punto de aforo / río Hato	60	R	88	B	99	B	103	MB	87.50	B
2	San Agustín / río Hato	66	B	63	B	94	B	79	B	75.50	B
3	Puerta de Golpe / río Timiluya	64	B	66	B	107	MB	101	MB	84.50	B
4	Puerta de Golpe / río Hato	72	B	83	B	90	B	108	MB	88.25	B
5	Timiluya / río Hayvaso	56	R	70	B	124	E	108	MB	89.50	B
6	Chanrrayo /quebrada El Conte	57	R	82	B	152	E	121	E	103	MB
7	Chanrrayo / quebrada San Miguel	47	R	81	B					64.00	B
8	Los Albores / quebrada Las Nubes	97	B	97	B	91	B	93	B	94.50	B
9	Los Albores / río Hato	68	B	93	B	128	E	140	E	107.25	MB
10	Hierbabuena / río De en Medio	114	MB	99	B	112	MB	148	E	118.25	MB
11	Las Delicias / quebrada Las Delicias	78	B	75	B	110	MB	125	E	97.00	B
12	Tequiz /quebrada La Dorotea	51	R	66	B	124	E	119	MB	90.00	B
Promedio		69	B	80	B	112	MB	113	MB	92.80	B

Resultados y discusión

Es importante mencionar que el punto 7 “Chanrrayo / quebrada San Miguel” se secó en la época de estiaje, debido a la poca precipitación, por lo que se hizo imposible muestrearlo. Es por eso que en varios análisis no se tomó en cuenta.

Calidad de agua

Según el índice BMWP-CR la calidad del agua de la subcuenca del río Hato en promedio es buena (92.8). La calidad de agua de los diferentes puntos de muestreo se encuentra entre regular a excelente (Tabla 5 y Figura 2).

Estadísticamente existe diferencia significativa entre los valores de calidad de agua de ambas épocas ($p=0.0002$). Los mejores puntajes para la mayoría de los puntos de muestreo se encontraron en la época seca. La presencia de un mayor número de familias en los muestreos de la época seca indica una mejor calidad de agua, con excepción de los puntos 8 y 10. Las variaciones de familias de una época climática a otra se pueden atribuir a los cambios fisicoquímicos provocados por las corrientes de agua reduciendo el número de grupos taxonómicos en la época lluviosa (Lozano, 2005).

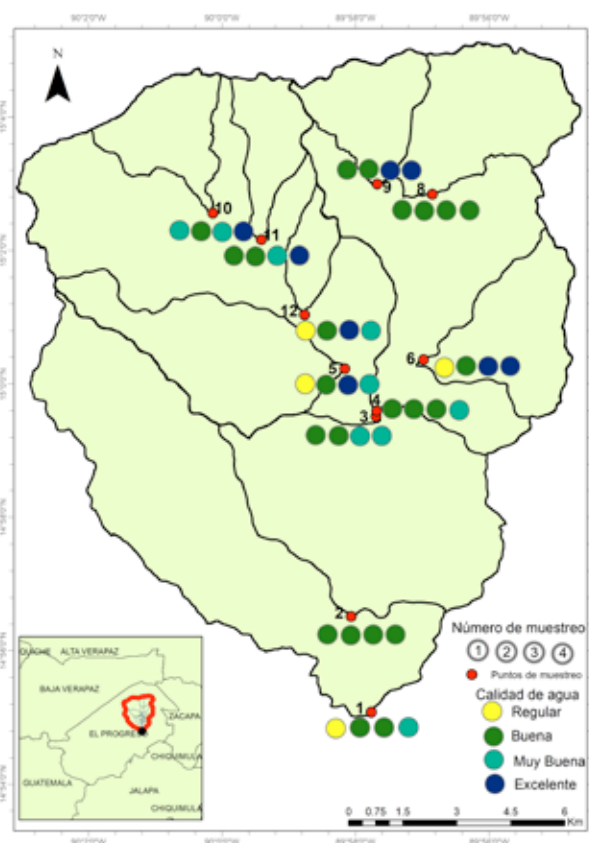


Figura 2. Mapa de calidad de agua por punto de muestreo según el índice BMWP-CR.

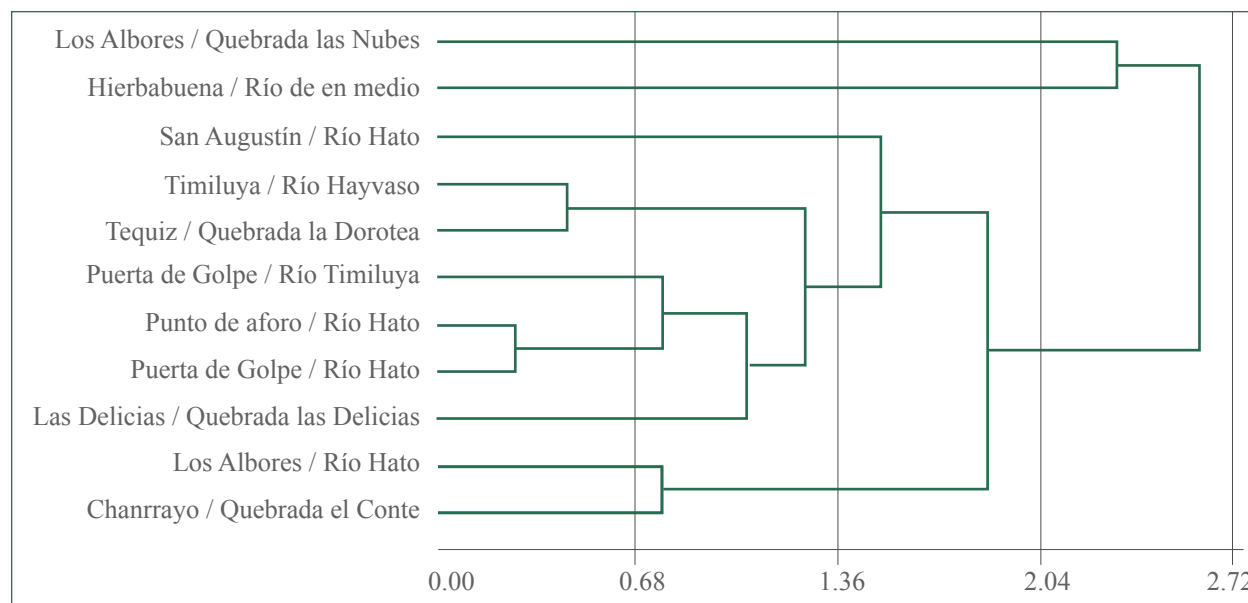


Figura 3. Dendrograma del análisis de conglomerados del índice BMWP-CR

Los resultados del análisis de conglomerados muestran dos grupos y tres puntos de muestreo aislados (Figura 4). El primer grupo lo componen los puntos 1, 4, 3, 11, 5 y 12 los cuales en promedio poseen una calidad de agua buena (84.5-97). Estos resultados obedecen a los usos predominantes en sus áreas de drenaje, las cuales poseen un porcentaje de área urbana y sus tres principales usos de la tierra son vegetación arbustiva baja, bosque y café (a excepción del punto 11).

En el segundo grupo se encuentran los puntos de muestreo 9 y 6 que tiene en promedio calidades de agua muy buena (107-103). Los puntos 2 y 8 presentaron calidades de agua buena (63-97) en todos sus muestreos y el punto 10 presentó calidades de agua entre buenas a excelentes (99-148). Este comportamiento obedece a la alta diversidad de familias existentes. La sobrevivencia de estas depende de la calidad del agua del punto de muestreo que en este caso en su área de drenaje predominan los usos de la tierra café y bosque.

Según el índice IBF-SV la calidad del agua de la subcuenca del río Hato, promediando los resultados de todos los puntos de muestreo, es regular (5.4). La calidad del agua de los puntos muestreados oscila entre pobre y muy buena (Tabla 6 y Figura 4).

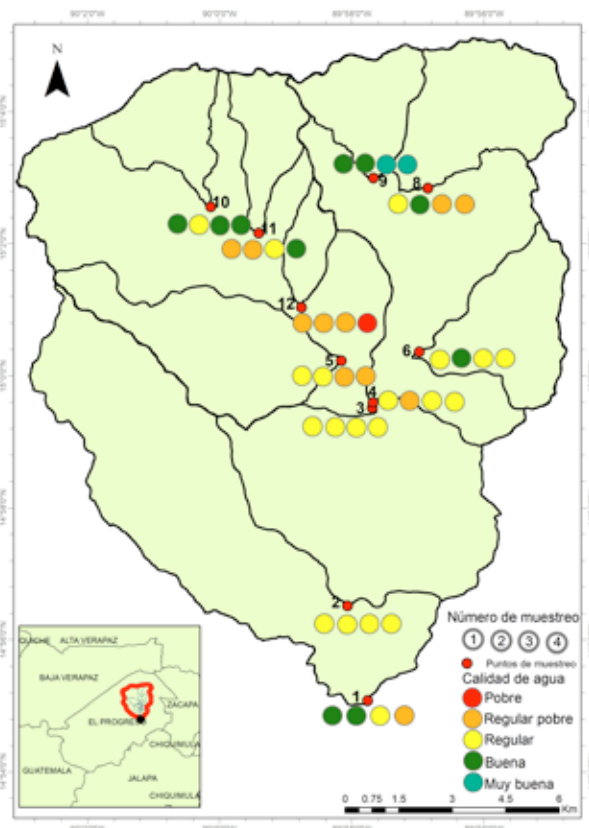


Figura 4. Mapa de calidad de agua por punto de muestreo según índice IBF-SV.

Tabla 6*Resultados de calidad de agua según el índice IBF-SV*

Puntos de muestreo		Ago 2016		Sep 2016		Ene 2017		Feb 2017		Promedio	
1	Punto de aforo / río Hato	4.6	B	4.3	B	5.3	R	5.8	RP	5.00	B
2	San Agustín / río Hato	5.5	R	5.7	R	5.5	R	5.5	R	5.55	R
3	Puerta de Golpe / río Timiluya	5.6	R	5.3	R	5.7	R	5.5	R	5.53	R
4	Puerta de Golpe / río Hato	5.7	R	5.8	RP	5.3	R	5.4	R	5.55	R
5	Timiluya / río Hayvaso	5.6	R	5.2	R	6	RP	6	RP	5.70	R
6	Chanrrayo / quebrada El Conte	5.1	R	4.9	B	5.5	R	5.2	R	5.18	R
7	Chanrrayo / quebrada San Miguel	5.9	RP	5.8	RP					5.85	RP
8	Los Albores / quebrada las Nubes	5.1	R	4.7	B	6	RP	6	RP	5.45	R
9	Los Albores / río Hato	4.5	B	4.6	B	4	MB	4	MB	4.28	B
10	Hierbabuena / río De en Medio	5	B	5.6	R	4.8	B	4.7	B	5.03	R
11	Las Delicias / quebrada Las Delicias	5.8	RP	5.8	RP	5.3	R	4.9	B	5.45	R
12	Tequiz / quebrada La Dorotea	6	RP	5.9	RP	6.2	RP	6.9	P	6.25	RP
Promedio		5.4	R	5.3	R	5.4	R	5.4	R	5.38	R

A diferencia del índice BMWP-CR, en este índice no existe relación entre la variabilidad climática y los valores de calidad de agua, debido principalmente a que la abundancia de los individuos en familias clave cambió de manera diferente en cada punto de muestreo en cada época. Por ejemplo, en el punto 1 la disminución de la abundancia de los caracoles afectó negativamente al puntaje de calidad de agua en la época seca.

Según los resultados del análisis de conglomerados (Figura 7) los puntos de muestreo se dividen en cuatro. El punto 9 y el punto 12 se encuentran aislados de los demás grupos y son los que presentaron la mejor y la peor calidad de agua respectivamente. Lo anterior puede tener relación con que el 60.52% del área de drenaje del punto 9 es bosque y no está influenciado por área urbana. La calidad de agua del punto de muestreo 12 se encontró entre pobre a regular pobre, debido a que presentó los valores de diversidad más bajos y tiene un 75.75% de su área de drenaje cubierta de cultivo de café.

Ambos índices concuerdan con que los puntos de muestreo 9 y 10 son unos de los que poseen mejor calidad de agua y el punto 12 el que posee peor calidad de agua. Esto puede deberse a que el uso de la tierra más representativo en los puntos 9 y 10 es el bosque con 60.25% y 58.69% respectivamente, mientras que el punto 12 tienen un mayor porcentaje de café con 75.75%.

Estadísticamente no existe una relación entre los resultados de los índices utilizados ($p=0.4053$). Esto probablemente se debe a que el índice modificado para Costa Rica es un método que pondera solamente la presencia o ausencia de las familias de macroinvertebrados, mientras que el IBF-SV considera la riqueza específica y la abundancia relativa de los macroinvertebrados encontrados, presentando por consiguiente una mayor sensibilidad para el análisis de la calidad del agua y dando un puntaje más balanceado y representativo (Sermeño et al., 2010).

Estado ecológico de las franjas ribereñas

En general las franjas ribereñas muestreadas en la subcuenca del río Hato se encuentran de moderada a severamente alteradas. Según el índice RQI, las franjas ribereñas muestreadas obtuvieron valores entre 28 y 80 por lo que se encuentran entre los estados ecológicos muy pobre a bueno (Tabla 7 y Figura 8). La mayoría de los puntos tienen franjas ribereñas con estado ecológico regular. Esto se debe a que en la subcuenca del río Hato se observó que las áreas agrícolas se encontraban casi al margen del cauce de los ríos y una remoción de la vegetación nativa e introducción de especies alóctonas posiblemente por la incidencia de áreas urbanas y agrícolas. Según Machtinger (2007), New South Wales Department of Primary Industries (NSW DIP, 2005) y Zaimes (2007) las anteriores son causas de la degradación de las franjas ribereñas.

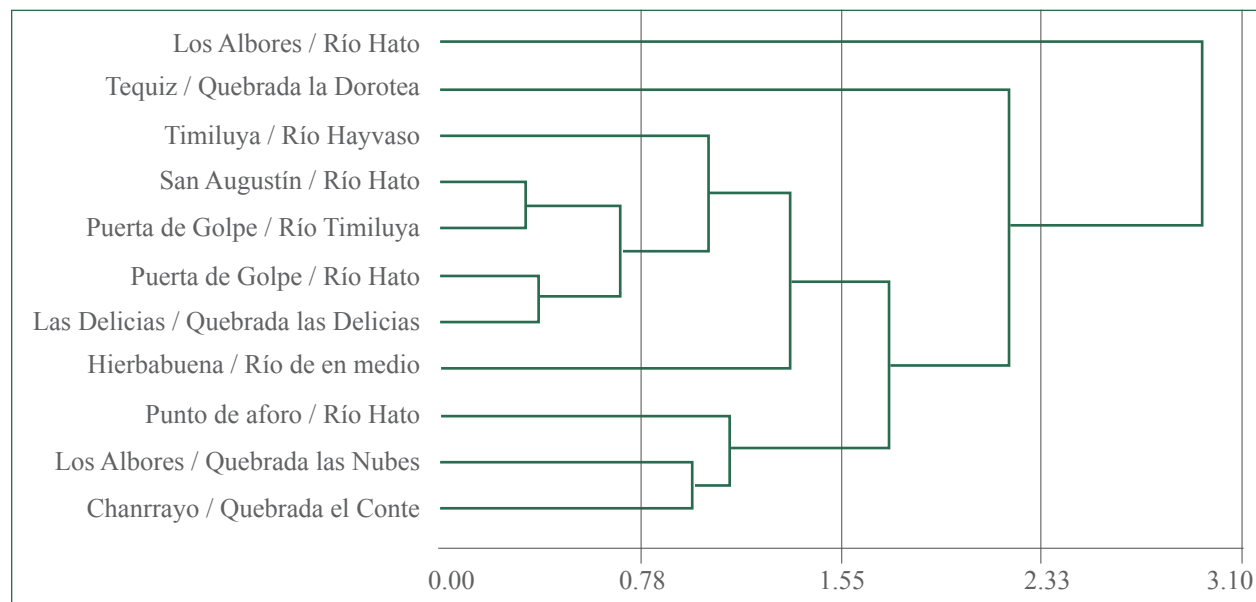


Figura 7. Dendrograma de análisis de conglomerados del índice IBF-SV.

Tabla 7

Resultados del estado ecológico de las franjas ribereñas según el índice RQI

Puntos	Tipo de valle	Atributos evaluados												RQI	Estado
		1		2		3		3.1		4	5	6	7		
		MI	MD	MI	MD	MI	MD	MI	MD						
1	III	4	2	1	1	4	3	1	1	2	3	4	3	29	Muy pobre
2	III	4	2	1	1	4	3	2	1	2	2	4	2	28	Muy pobre
3	II	2	2	1	2	4	4	1	1	2	5	6	5	35	Muy pobre
4	II	10	9	7	7	5	5	3	2	8	7	7	6	76	Regular
5	II	4	3	1	1	3	3	2	2	5	3	7	5	39	Muy pobre
6	Ic	5	6	4	5	6	6			5	7	8	6	58	Pobre
7	Ia	7	9	6	7	7	7			8	10	8	6	75	Regular
8	Ia	9	8	5	6	7	7			4	10	9	7	72	Regular
9	Ia	9	9	8	7	8	7			6	10	9	5	78	Regular
10	Ib	8	8	6	5	8	8			9	9	10	9	80	Bueno
11	Ib	8	7	3	3	7	8			4	8	7	6	61	Regular
12	Ia	8	7	5	4	8	7			8	7	9	7	70	Regular

Nota: MI- Margen izquierdo, MD-Margen derecho. Atributos: 1- continuidad longitud, 2-dimensiones de anchura, 3-composición y estructura de la vegetación, 4-re-generación natural de la vegetación arbórea y arbustiva, 5-condiciones de la orilla, 6-conectividad transversal, y 7-permeabilidad y condiciones del sustrato ribereño.

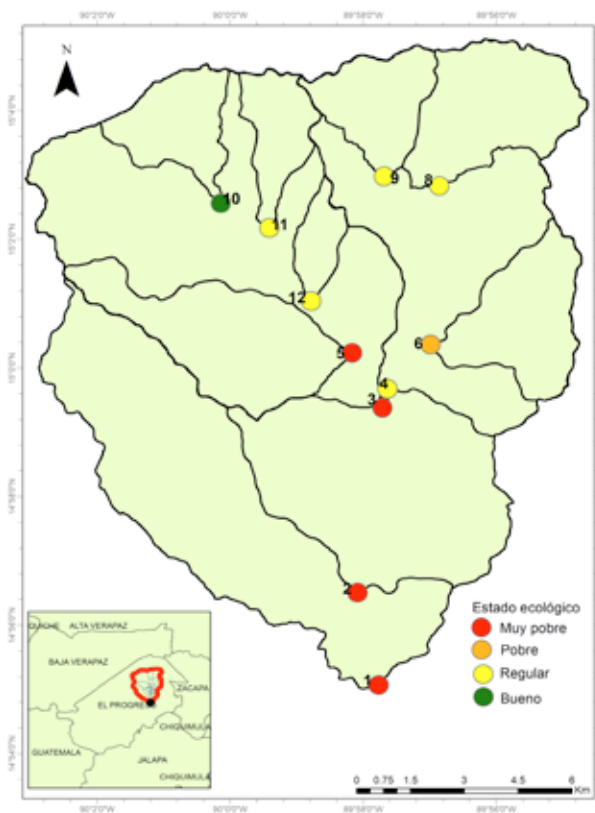


Figura 8. Mapa de los resultados del índice RQI, estado ecológico de las franjas ribereñas.

De acuerdo con los resultados del análisis de conglomerados para el índice RQI (Figura 9) fue posible distinguir dos grupos de tramos. Los puntos 1, 2, 3 y 5 presentaron franjas ribereñas con un estado ecológico muy pobre con puntajes entre 10 a 39. Esto puede deberse a que en estos puntos hay presencia de zonas urbanas en su área de drenaje.

El punto 6 obtuvo un puntaje de 58 equivalente a franjas ribereñas con un estado pobre debido, principalmente, a que los usos de la tierra predominantes en su área de drenaje están relacionados con la agricultura y tiene 0.06% de área urbana. Los puntos 4, 7, 8, 9, 11 y 12 tuvieron valores entre 60 a 79 los cuales muestran un estado ecológico regular, lo que indica que al menos dos o tres atributos de las riberas están degradados en su funcionamiento y el resto tiene amenazas de degradación. Estos puntos poseen menor porcentaje de zonas urbanas en sus áreas de drenaje y algunos como el 8, 9 y 11 su uso de la tierra predominantes es el bosque.

Por último, el punto 10 obtuvo un valor de 80 equivalente a franjas en buen estado. Puede deberse a que no posee zona urbana en su área de drenaje y el 58.69% de la misma está cubierto por bosque.

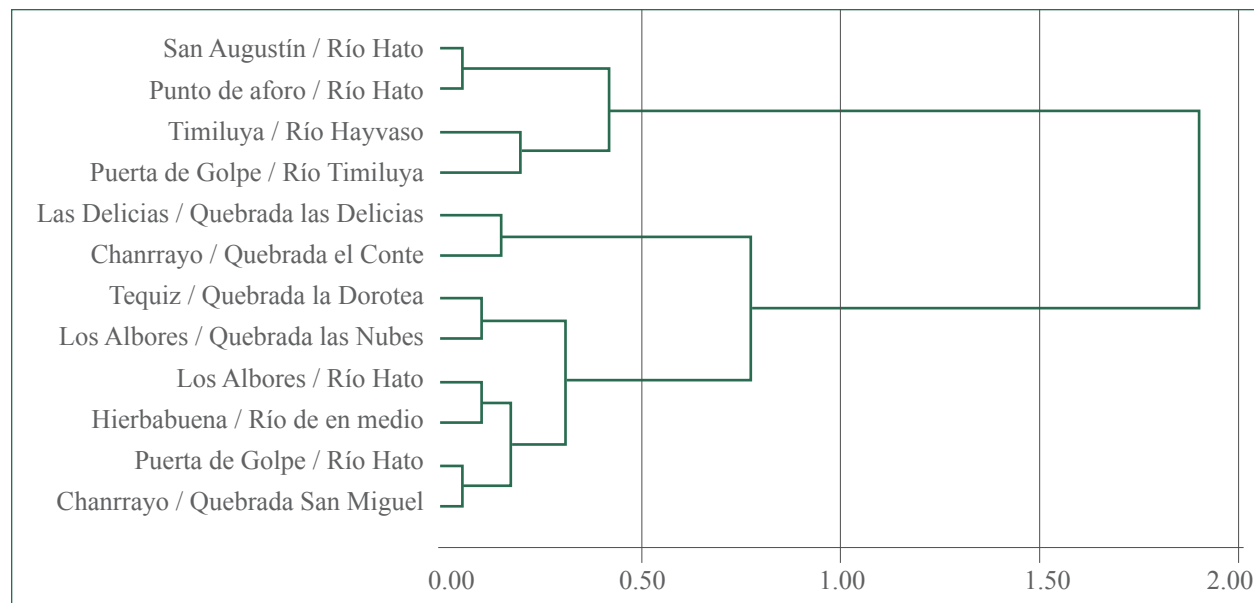


Figura 9. Dendrograma del análisis de conglomerados del índice RQI.

Los atributos que puntuaron más bajo fueron el 2 y el 3.1 en ambos márgenes. Esto se debe a que los usos de la tierra adyacentes al río reducen el ancho y alteran la composición de las franjas ribereñas, debido a que en su mayoría son diversas al bosque (Méndes-Toribio, Zermeño-Hernández e Ibarra-Manríquez, 2014; Zaimes, 2007). Los atributos que obtuvieron los puntajes más altos en la mayoría de muestras fueron el 1, el 5 y el 6.

Las franjas ribereñas que presentaron los mejores estados ecológicos se encontraron en la parte alta de la subcuenca mientras que las franjas más degradadas fueron las presentes en la parte baja de la subcuenca. Ordoñez, V. (2011) encontró que en la zona alta de la cuenca estudiada se encontró el mejor estado de la vegetación ribereña y en la zona baja la vegetación ribereña mostró una disminución asociada a los efectos negativos de los usos de la tierra presentes en las cuencas.

Lo anterior indica que existe la necesidad de rehabilitar y restaurar las riberas para asegurar o reintroducir la funcionalidad hidrológica y ecológica de las mismas o mejorar su situación actual respecto a su estado de máximo potencial.

Relación entre estado ecológico de las franjas ribereñas y calidad del agua

El índice RQI y BMWP-CR obtuvieron una correlación positiva ($p < 0.05$). Esto significa que mientras mejor sea el estado ecológico de las franjas ribereñas la calidad del agua de los ríos de la subcuenca será mejor, y la calidad del agua disminuirá según el grado de degradación de las franjas ribereñas (Tabla 8).

Esta relación entre calidad de agua y franjas ribereñas se ha observado en muchas investigaciones (Arcos, 2005; Chará, 2012; Chará, 2003; Johnson, Mcnair, Srivastowa y Hart, 2007; Ordoñez, 2011; Shandas y Alberti, 2009; Sweeney, 1993; Vondracek, Balann et al., 2005). Lo anterior se debe a que las funciones ecosistémicas de las franjas ribereñas tales como el aumento de la infiltración, la reducción de la velocidad de la escorrentía, la regulación de la temperatura del agua, la protección de suelos de la erosión y la absorción de los contaminantes (Vigiak et al., 2007), se pierden o se reducen cuando las zonas ribereñas se encuentran degradadas, disminuyendo la calidad del agua y afectando el hábitat acuático

(Camargo, Chará, Giraldo, Chará-Serna y Pedraza, 2010; Machtinger, 2007; Steel et al., 2010).

Tabla 8

Relación entre calidad del agua (BMWP-CR) y estado ecológico de las franjas ribereñas

		BMWP-CR p-valor	C. ρ	Interpretación	
RQI		0.02249	0.34337	Correlación positiva	
Tipo de valle		0.60323	0.08055	No correlación	
Atributos	1	MD	0.19762	0.19800	No correlación
		MI	0.07631	0.27000	No correlación
	2	MD	0.07001	0.27576	No correlación
		MI	0.12196	0.23665	No correlación
	3	MD	0.18036	0.20571	No correlación
		MI	0.19298	0.20002	No correlación
	3.1	MI	0.12296	0.29841	No correlación
		MD	0.01223	0.46700	Correlación positiva
	4		0.06054	0.28525	No correlación
	5		0.02800	0.33136	Correlación positiva
	6		0.02079	0.34758	Correlación positiva
7		0.07002	0.27576	No correlación	

Además, algunos de los atributos evaluados: composición y estructura de la vegetación ribereña tras la orilla del margen derecho (3.1D), condiciones de la orilla (5) y conectividad transversal (6) también presentan una correlación positiva con el mismo índice con valores de p de 0.012, 0.028 y 0.021 respectivamente. Debido a que estos atributos están relacionados con el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos, los cuales influyen en distribución y abundancia de los macroinvertebrados bentónicos y en la calidad del agua.

Relación entre usos de la tierra y calidad del agua

Algunos usos de la tierra presentan una correlación con la calidad del agua de los ríos (Tabla 9). Esta relación, si bien, es pobre, de igual manera

Tabla 9

Relación entre los usos de la tierra y la calidad de agua (BMWP-CR y IBF-SV)

Usos de la tierra	BMWP-CR	C. ρ	Interpretación	IBF-SV	C. ρ	Interpretación
% Bosque	0.2204	0.1885	No correlación	0.015	-0.3660	Correlación negativa
% Ausencia de bosque	0.2204	-0.1885	No correlación	0.015	0.3660	Correlación positiva
% Agricultura anual	0.6142	-0.0781	No correlación	0.210	-0.1927	No correlación
% Café	0.9956	0.0008	No correlación	0.021	0.3476	Correlación positiva
% Caña de azúcar	0.0779	-0.2686	No correlación	0.003	0.4395	Correlación positiva
% Urbano	0.0286	-0.3302	Correlación negativa	0.081	0.2660	No correlación
% Vegetación arbustiva baja	0.1503	-0.2205	No correlación	0.303	-0.1589	No correlación
% Árboles dispersos	0.1699	-0.2106	No correlación	0.246	0.1786	No correlación
% Cultivos permanentes arbóreos	0.1389	-0.2267	No correlación	0.565	-0.0892	No correlación
% Espacios abiertos	0.1389	-0.2267	No correlación	0.565	-0.0892	No correlación
% Pastizales	0.1966	-0.1984	No correlación	0.043	0.3064	No correlación
% Zonas agrícolas heterogéneas	0.3117	-0.1561	No correlación	0.540	-0.0950	No correlación

indica que existe una vinculación entre las dos variables.

Los ríos de la subcuenca del río Hato presentaron mejores calidades de agua cuando la cobertura forestal era mayor en las áreas de drenaje. Esto concuerda con los estudios de Huang, Zhan, Yan, Wu y Deng (2013) y Ding et al., (2015) los cuales identificaron que las tierras con bosque y pradera tienen una influencia positiva en la calidad del agua. Snyder, Young, Vilella y Lemarié (2003) descubrieron una relación negativa entre la concentración de nitrógeno total y la porción de sedimentos con el bosque. Por lo que esta relación positiva del bosque con el agua puede deberse a varios factores: i) los bosques reducen y retienen las concentraciones de nitrógeno y fósforo, ii) no aportan contaminantes al ecosistema acuático, iii) la capacidad del bosque de regular el caudal hídrico y el flujo del agua o iv) el aumento de la infiltración del agua que aportan los bosques.

Ordoñez, V., (2011) encontró que la integridad del ecosistema acuático de los ríos del Páramo es

susceptible a la conversión de la cobertura vegetal natural a zonas intervenidas. La disminución de la cobertura vegetal provoca contaminación por sedimentos que reduce la penetración de la luz y aumenta la absorción de metales, fósforo y sustancias orgánicas hidrofóbicas (Kiersch, 2002). Además, aumenta la escorrentía y el ingreso del agua al río. Lo anterior sustenta que en este estudio se encontrara que las áreas con usos de la tierra diferentes al bosque tengan un impacto negativo en la calidad del agua (ausencia de bosque: p-valor < 0.05).

Por otro lado, la relación entre la calidad de agua y el uso urbano fue negativo (a mayor uso urbano menor calidad de agua). Evidenciando que las áreas urbanas tienden a degradar la calidad del agua (Ding et al., 2015; Huang et al., 2013). Estudios han demostrado que los centros poblados son el uso de la tierra que más afecta a la integridad ecológica de los ríos (Njue, Kach, Hitimana y Sirmah, 2016; Ordoñez, V., 2011; Snyder, et al., 2003) debido a que provoca cambios drásticos del caudal, alteraciones en la morfología del cauce, incrementos de la cantidad de sedimentos suspendidos, degradación de la calidad

del agua (Snyder et al., 2003), disminución de la permeabilidad de la cuenca y la infiltración por lo que afecta la recarga de acuíferos, y aumento de la escorrentía superficial (Paul y Meyer, 2001).

La agricultura tiene un efecto negativo en los ecosistemas fluviales debido al incremento de las concentraciones de nutrientes (Ordoñez, V., 2011) y cambios en la hidrología del río. Los usos de la tierra caña de azúcar y café son cultivos agrícolas y presentaron una correlación positiva con el índice IBF-SV (a mayor área agrícola mayor el valor del índice, es decir menor calidad del agua) lo cual concuerda con varios estudios que encontraron relación entre las concentraciones de nitrógeno y las áreas agrícolas (Chará, 2012; Huang et al., 2013; Njue et al., 2016; Snyder et al., 2003) y que la agricultura tiene impactos negativos en las condiciones del ecosistema del río (Chará, 2012).

Tomando en cuenta los hallazgos de Snyder et al., (2003) que aseguran que los esfuerzos para moderar los impactos urbanos a través de proteger las áreas ribereñas pueden no ser suficientes para mantener la integridad biológica de los ríos, por lo menos en cuencas grandes. En la subcuenca del río Hato, además de restaurar, rehabilitar y conservar las franjas ribereñas, es necesario conservar la cobertura

vegetal natural para mantener y mejorar la calidad del ecosistema fluvial.

Relación entre estado ecológico de las franjas ribereñas y usos de la tierra

Se determinó una correlación entre la mayoría de los usos de la tierra y el valor del índice RQI. Los usos de la tierra urbano, vegetación arbustiva baja y árboles dispersos presentaron una relación moderada negativa; los usos de la tierra caña de azúcar, ausencia de bosque, cultivos permanentes arbóreos y espacios abiertos con o sin poca vegetación presentaron una correlación parcial negativa; la agricultura anual y las zonas agrícolas heterogéneas mostraron una correlación pobre negativa, el bosque mostró una correlación parcial positiva y los usos de la tierra café y pastizales no tienen correlación con el índice de la calidad de la vegetación ribereña (Tabla 10).

La disminución del estado ecológico de las franjas ribereñas puede estar relacionado con la perturbación ejercida por actividades antropogénicas como la tala de árboles, remoción de comunidades de plantas, incendios y forrajeo de ganado en las orillas de los ríos (Méndes-Toribio et al., 2014), las cuales están asociadas a los usos de la tierra diferentes al bosque

Tabla 10

Relación entre estado ecológico de las franjas ribereñas y los usos de la tierra

Usos de la tierra	P-valor	Interpretación	C. ρ	Interpretación
% Bosque	6.78E-05	Correlación	0.5636	Parcial positiva
% Ausencia de bosque	6.78E-05	Correlación	-0.5636	Parcial negativa
% Agricultura anual	0.021633	Correlación	-0.3454	Pobre negativa
% Café	0.518375	No correlación	-0.1	
% Caña de azúcar	4.70E-06	Correlación	-0.6295	Parcial negativa
% Urbano	6.05E-08	Correlación	-0.7118	Moderada negativa
% Vegetación arbustiva baja	1.23E-07	Correlación	-0.7	Moderada negativa
% Árboles dispersos	2.48E-08	Correlación	-0.7257	Moderada negativa
% Cultivos permanentes arbóreos	1.05E-06	Correlación	-0.6607	Parcial negativa
% Espacios abiertos	1.05E-06	Correlación	-0.6607	Parcial negativa
% Pastizales	0.173155	No correlación	-0.2090	
% Zonas agrícolas heterogéneas	0.036727	Correlación	-0.3158	Pobre negativa

Meek, Richardson y Mucina (2010) y Méndes-Toribio et al., (2014) encontraron, en sus estudios, que existe una relación entre la estructura y el funcionamiento de la vegetación ribereña y los usos de la tierra presentes en la cuenca. Esta relación puede ser positiva como se encontró en el presente estudio para el uso de la tierra correspondiente a bosque: a mayor porcentaje de bosque en la cuenca mejor es el estado ecológico de las franjas ribereñas. Lo cual concuerda con los resultados de Snyder et al. (2003) donde las franjas ribereñas se encuentran en mejor estado en las áreas donde la cobertura forestal es mayor. O negativa, como para el resto de los usos de la tierra, donde el estado de las franjas ribereñas disminuye con el aumento de la presencia de estos usos de la tierra.

que se encuentran dentro de la subcuenca, y no necesariamente al margen de las franjas ribereñas (todos los que se encuentran dentro del área de drenaje). Por esta razón, sabemos que los usos de la tierra afectan a las franjas ribereñas tanto directa como indirectamente. Méndes-Torbio et al., (2014) apuntan que la disminución de las especies en el bosque de galería se da especialmente en las zonas donde el uso de la tierra del área de influencia es agricultura y zonas urbanas.

En este estudio los usos de la tierra considerados como agricultura (agricultura anual, café, caña de azúcar, cultivos permanentes arbóreos y zonas agrícolas heterogéneas) representan, con excepción del café, un impacto negativo para las franjas ribereñas. Lo cual concuerda con algunos estudios que indican que la agricultura influye en la pérdida de vegetación ribereña (Chará, 2012; Ordoñez V., 2011). Además, Chará (2012) afirma que la reducción del bosque de galería es considerado uno de los impactos negativos más importantes de la agricultura intensiva en el ecosistema fluvial. En cuanto a las áreas urbanas, también existen estudios que han comprobado que estas afectan negativamente a la vegetación ribereña (Moffatt, McLachlan y Kenkel, 2004; Ordoñez V., 2011; Snyder, et al., 2003).

Propuesta para la conservación y rehabilitación de las franjas ribereñas

Tomando en cuenta que los resultados reflejaron que las franjas ribereñas se encuentran degradadas y que el análisis estadístico demostró que, a menor calidad del estado de la vegetación ribereña, menor calidad de agua y por ende es necesario crear una estrategia de gestión para la conservación y rehabilitación de las zonas ribereñas y así mejorar su calidad. Las estrategias para rehabilitar las franjas ribereñas de la subcuenca del río Hato deberán ir enfocadas primero a la protección de los tramos en estado bueno, luego a la restauración de los tramos en estado regular y finalmente a la rehabilitación de los tramos pobres y muy pobres.

Como alternativas que se pueden implementar en los tramos con estado ecológico de regular a muy pobre se presentan las siguientes:

a. Incrementar el ancho de las franjas ribereñas

El ancho de las zonas de amortiguamiento ribereñas es la variable controlable más importante para determinar la efectividad de la reducción de

los contaminantes y la protección de la salud del río (Gilliam, Osmond y Evans, 1997). Se sugiere que en la subcuenca del río Hato se conserve una amplitud de al menos 30 m continuos por margen a lo largo del cauce debido a que en la región se desarrollan actividades agrícolas que pueden ser fuentes de contaminación difusa. Es muy importante trabajar estos cambios paulatinamente junto con una buena socialización e inclusión de los propietarios u ocupantes de las tierras ya que a medida que se incrementa el ancho de las franjas ribereñas los habitantes se verán beneficiados.

b. Mejorar la composición y estructura de la vegetación por medio de reforestación

La composición y la estructura de la vegetación fue uno de los atributos valorados bajos en este estudio, por lo que para su mejoramiento se propone reforzar la población vegetativa mediante la plantación mixta de especies autóctonas para promover la regeneración natural de las áreas degradadas. El crecimiento de las plantas de la reforestación genera una interacción dinámica entre plantas y animales que inducirán a un proceso de regeneración natural (Vilela, Vieira, Mello y Paterno, 2016).

La combinación de tipos de vegetación ayuda a maximizar la eficiencia y diversidad de los beneficios que la franja ribereña (Hawes y Smith, 2005). Por lo que se recomienda aplicar el tipo de franjas ribereñas de tres zonas (figura 10) donde los primeros 20m de la franja ribereña se planten especies arbóreas y arbustivas locales y los 10m restantes que se encuentra entre los usos de la tierra adyacentes y el extremo de la primera zona de la franja ribereña deben ser pastos. Las gramíneas tienen una mayor efectividad para atrapar los sedimentos y filtrar los nutrientes mientras que los árboles y arbustos poseen una alta capacidad de reducir la erosión de la orilla y controlar la temperatura del agua (Hawes y Smith, 2005). Además, en la zona de la ribera adyacente al cauce se propone que no se permita ninguna intervención antropogénica y en la zona de la ribera restante, sí se permitan intervenciones, pero bajo ciertas restricciones.

c. Eliminación de especies invasoras y exóticas

En varios de los tramos muestreados de la subcuenca del río Hato se encontró caña y café a la orilla del cauce del río, entre otras especies exóticas. Se debe eliminar el mayor porcentaje de

especies que no son nativas en las franjas ribereñas antes de comenzar con la reforestación y de esta manera abrirle espacio a la regeneración natural necesaria para la recuperación de la estructura de las riberas fluviales (Magdaleno, 2013). Lo anterior debe ser acompañado de una buena socialización, concientización e inclusión de los propietarios u ocupantes de las tierras.

d. Promover la continuidad longitudinal del río con reforestación

Hawes y Smith (2005) aseguran que las franjas ribereñas son más efectivas cuando son continuas y Ceccon (2003) menciona que la rehabilitación de un terreno ribereño alterado se puede lograr mucho más rápido si se encuentra en un paisaje continuo.

e. Monitoreo del estado de las franjas ribereñas

Una de las medidas más importantes es tomar acciones de control de la eficacia de las intervenciones de restauración y recuperación (Mamani, 2011; Velasco et al., 2015). Se recomienda aplicar el índice RQI a los mismos tramos después de la aplicación de las medidas de restauración para poder valorar de qué modo han mejorado los atributos de la ribera, verificar si se han cumplido los objetivos de rehabilitación, o si, por el contrario, se han mantenido o incluso acrecentado las causas de degradación (Hernández, Domínguez y Monteagudo, 2013).

Implicaciones para el manejo

Esta investigación demuestra la importancia de un manejo integrado de cuencas para que el agua, recurso esencial y central de la vida, esté en óptimas condiciones. Además, revela la importancia del papel de las franjas ribereñas como amortiguadoras de contaminación y reguladoras del caudal hídrico. Los científicos, investigadores y gestores pueden tomar como base la presente investigación para replicarla en diferentes áreas del país y recabar información sobre el tema con el fin de fomentar gestión con un enfoque de cuenca.

Esta investigación, invita a realizar más trabajos a cerca de la valoración de la integridad biótica de los ríos del área para que los gestores de la zona puedan tomar medidas de manejo de cuenca basados en información científica, con el fin de preservar los bienes y servicios ambientales, mantener y mejorar la calidad del agua y el estado del ecosistema acuático. Se espera que esto se traduzca en beneficios para las comunidades que se encuentran dentro de la subcuenca y a las poblaciones naturales.

Agradecimientos

Fundación Defensores de la Naturaleza por su gran apoyo en la realización de esta investigación. Especialmente a sus colaboradores: R. Leonardo, Israel, Jairo y Héctor. A mi asesor, J. E. Quevedo, por sus valiosos consejos, revisiones y correcciones.

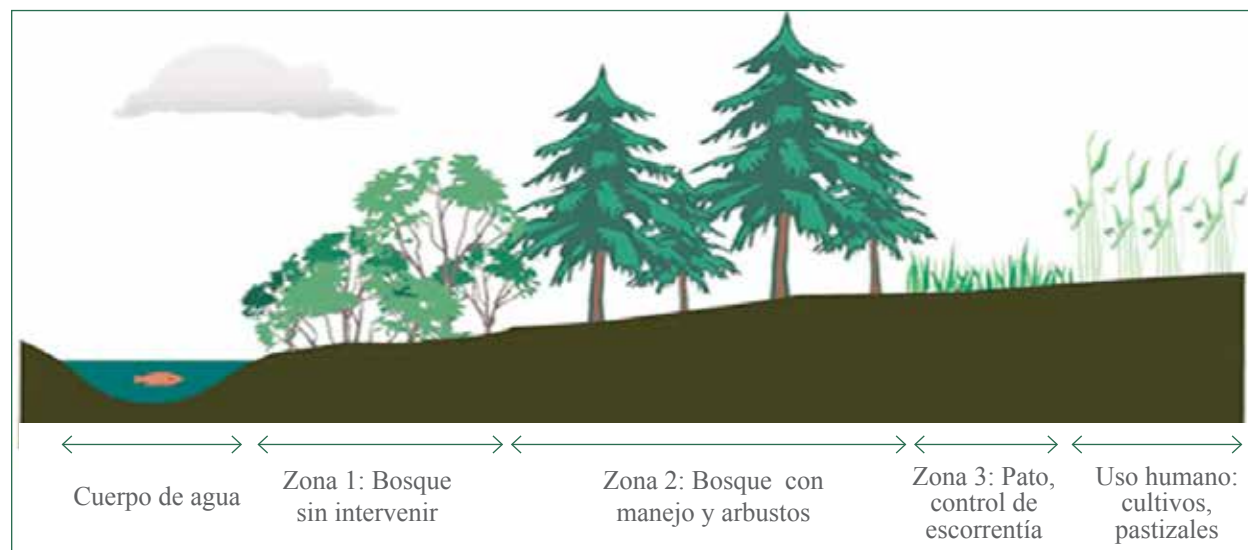


Figura 10. Franja ribereña de tres zonas (RAW, 2014).

Literatura Citada

- Arcos, I. (2005). Efecto del ancho del bosque ribereño en la calidad del agua en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. Uso de comunidades de macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores. *Recursos Naturales y Ambiente*, (48), 28-34.
- Camargo, J., Chará, J., Giraldo, P., Chará-Serna, A., y Pedraza, G. (2010). Beneficios de los corredores ribereños de *Guadua angustifolia* en la protección de ambientes acuáticos en la Ecorregión Cafetera de Colombia. 1. Efectos sobre las propiedades del suelo. *Recursos Naturales y Ambiente*, 61, 53-59.
- Ceccon, E. (2003). Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias*, (72), 46-53.
- Chará, J. (2003). *Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas*. Medellín, Colombia: Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria [CIPAV].
- Chará, A. (2012). Impacts of Agriculture Land Use on Stream Ecosystems of the Coffee-Growing Region of Colombia (tesis de maestría). University of Michigan, Michigan, Estados Unidos.
- Conferencia Hidrográfica del Ebro. (2005). *Metodología para el establecimiento el estado ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos*. España: Ministerio de Medio Ambiente / URS.
- Consejo Municipal de Desarrollo del Municipio San Agustín Acasaguastlán [CMDMSA]. (2010). *Plan de Desarrollo, San Agustín Acasaguastlán, El Progreso*. Guatemala: SEGEPLAN/DPT.
- Ding, J. Jiang, Y., Fu, L., Liu, Q., Peng, Q. y Kang, M. (2015). Impacts of Land Use on Surface Water Quality in a Subtropical River Basin: A Case Study of the Dongjiang River Basin, Southeastern China. *Water*, 2015 (7), 4427-4445. DOI: 10.3390/w7084427
- Gilliam, J., Osmond, D. y Ewans, R. (1997). *Selected Agricultural Best Management Practices to Control Nitrogen in the Neuse River Basin. North Carolina*. North Carolina, Estado Unidos: Raleigh, N.C., N.C. Agricultural Research Service, N.C. State University.
- González, M., García, D., Lara, F. y Garillete, R. (2006). Índice RIQ para la valorización de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil*, 2006 (143), 97-108.
- González, N. Sánchez, S. y Marinena, A. (2014). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua del trópico húmedo en las microcuencas de los alrededores de Bluefields, RAAS. *WANI*, 53-63. DOI: 10.5377/wani.v68i0.1354
- Hawes, E. y Smith, M. (2005). *Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths*. Connecticut, Estados Unidos: Yale School of Forestry and Environmental Studies.
- Hernández, R. Domínguez, J. y Monteagudo, L. (2013). Caracterización ecológica de las riberas del Monumento Natural Laguna del Arquillo como base para su recuperación y restauración. *Evaluación ambiental: Gestión, Seguimiento, Innovación*. 95-104.
- Huang, J., Zhan, J., Yan, H., Wu, F. y Deng, X. (2013). Evaluation of the Impacts of Land Use on Water Quality: A Case Study in The Chaohu Lake Basin. *The Scientific World Journal*, 7. DOI: 10.1155/2013/329187
- Johnson T., Mcnair, J., Srivastava P. y Hart, D. (2007). Stream ecosystem responses to spatially variable land cover: an empirically based model for developing riparian restoration strategies. *Freshwater Biology*, 52 (4), 680-695. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01726.x
- Kiersch, B. (2002). Impactos del uso de la tierra sobre los recursos hídricos: Una revisión bibliográfica. En FAO, *Relaciones tierra-agua en cuencas hidrográficas rurales* (págs. 37-48). Roma, Italia.
- Lozano, L. (2005). La bioindicación de la calidad del agua: importancia de los macroinvertebrados en la cuenca alta del río Juan Amarillo, cerros orientales de Bogotá. *Umbral Científico*, (7), 5-11.
- Machtinger, E. (2007). Fish and Wildlife Habitat Management Leaflet. *Riparian Systems*, 45, 1-16.
- Mafla, M. (2005). *Guía para evaluaciones ecológicas rápidas con indicadores biológicos en ríos de tamaño mediano*. Talamanca, Costa Rica. Turrialba: CATIE.
- Magdaleno, F. (2013). Las riberas fluviales. *Ambienta*, (104), 90-101.
- Mamani, A. (2011). *Análisis de algunos componentes de la gestión y la gobernanza del recurso hídrico en la microcuenca del río La Balsa, Costa Rica*. Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- Meek, C., Richarson, M. y Mucia, L. (2010). A river runs through it: Land-use and the composition of vegetation along a riparian corridor in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation*, 143, 156-164. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.09.021
- Méndes-Toribio, M., Zermeño-Hernández, I. y Ibarra-Manríquez, G. (2014). Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. *Plant Ecology*, 215, 1-12. DOI: 10.1007/s11258-014-0297-z
- Moffatt, S., McLachlan, S. y Kenkel, N. (2004). Impacts of land use on riparian forest along an urban - rural gradient in Southern Manitoba. *Plant Ecology*, 174, 119-135. DOI: 10.1023/B:VEGE.0000046055.27285.fd

- Möller, P. (2011). Las franjas de vegetación ribereña y su función de amortiguamiento, una consideración importante para la conservación de humedales. *Gestión Ambiental*, 21, 96-106.
- Moraes, A., Wilhelm, A., Boelter, T., Stenert, C., Schulz, V. y Maltechik, L. (2014). Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (11). DOI: 10.1007/s10661-014-3911-6.
- Njue, N., Koech, E., Hitimona, J. y Sirmah, P. (2016). Influence of Land Use Activities on Riparian Vegetation, Soil and Water Quality: An Indicator of Biodiversity Loss, South West Mau Forest, Kenya. *Open Journal of Forestry*, 2016 (6), 373-385. DOI: 10.4236/ojfor.2016.65030
- New South Wales Department of Primary Industries [NSW DPI]. (2005). *Key threatening processes in NSW Degradation of native riparian vegetation along NSW water courses*. Nueva Gales del Sur, Australia: Primefact 12.
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2016). *Agua*. Recuperado de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs391/es/>
- Organización de las Naciones Unidas. (2015). *ONU Calidad del agua*. Recuperado de <http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/quality.shtml>
- Ordoñez, J. (2011). *Cartilla técnica: ¿Qué es una cuenca hidrológica?* Foro peruano para el agua. Lima Peru: Sociedad Geográfica de Lima
- Ordoñez, V. (2011). *Influencia del uso del suelo y la cobertura vegetal natural en la integridad ecológica de los ríos altoandinos del noroeste del Ecuador*. Quito, Ecuador: Universidad de San Francisco de Quito.
- Oscos, J. (2009). *Guía de Campo Macroinvertebrados de la cuenca Ebro*. España: Cemeyká.
- Paul, M. y Meyer, J. (2001). Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 333-365. DOI: 10.1007/978-0-387-73412-5_12
- RAW (2014) *Riparian Buffer*. Recuperado de <http://madeinjakarta.org/?p=134>
- Sermeño, J., Serrano, L., Springer, M., Paniagua, M., Pérez, D., Rivas, A.,... Arias, A. (2010). *Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010)*. San Salvador, El Salvador: Ciudad Universitaria.
- Snyder, C., Young, J., Villella, R. y Lemarié, P. (2003). Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology*, 18 (7), 647-664. DOI: 10.1023/B:LAND.0000004178.41511.da}
- Steel, A., Hughes, R., Schumutz, S., Young, J., Fukushima, M., S. Poppe, M., Feist, B. y Trautwein, C. (2010). Are We Meeting the Challenges of Landscape-Scale Riverine Research? A Review. *Living Reviews in Landscape Research*, 4, 1-60.
- Sweeney, B. (1993). Streamside forests and the physical, chemical, and trophic characteristics of piedmont streams in eastern North America. *Water Science and Technology*, 25 (11), 2653-2673. DOI: 10.2166/wst.1992.0367
- Shandas, V y Alberti, A. (2009). Exploring the role of vegetation fragmentation on aquatic conditions: Linking upland with riparian areas in Puget Sound lowland streams. *Landscape and Urban Planning*, 90, 66-75. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2008.10.016
- Velasco J., Robledano, F., Bruno, D., Zapata, V., Calvo, J. y Millán, A. (2015). *Acciones preparatorias y de seguimiento para la recuperación de los hábitats riparios y control de especies exóticas en la cuenca del río Segura*. II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial - RESTAURARIOS. Pamplona, España
- Vigiak, O., Ribolzi, O., Pierret, a., Valentin, C., Sengtaheuanghounhg, O. y Noble, A. (2007). Filtrado de los agentes contaminantes del agua por la vegetación ribereña: comparación del bambú con las pasturas nativas y el arroz en una cuenca en la República Democrática Popular Lao. *Unasylya* 229, 58, 11-16.
- Vilela, M., Vieina, S., Melo, A. y Paterno, L. (2016). Riparian Forest Restoration in the Pindorama Municipality, Sao Paulo State, Brazil. *Ecological Restoration*, 34, 22-26. DOI: 10.3368/er.34.1.22
- Vondracek B., Blann, K., Cox, C., Nerbonne, J., Mumford, K., Nerbonne, B., Sovell, I. y Zimmerman, J. (2005). Land use, spatial scale, and stream systems: lessons from an agricultural region. *Environmental management*, 36(6), 775-791. DOI: 10.1007/s00267-005-0039-z
- Zaimes, G. (2007). Chapter 7: Human Alterations to Riparian Areas. En G. Zaimes (Ed.). *Understanding Arizona's Riparian Areas* (págs. 84-110). Arizona, Estados Unidos: The University of Arizona.