



El Colegio de la Frontera Sur

Condición de la zona ribereña: Influencia del uso de suelo
en un gradiente urbano-rural del sur de México

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestra en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural
Con orientación en Manejo y Conservación de Recursos Naturales

Por

Erika Díaz Pascacio

2016



ECOSUR

El Colegio de la Frontera Sur

Villahermosa, Tabasco, 28 de junio de 2016.

Las personas abajo firmantes, integrantes del jurado examinador de:

Erika Díaz Pascacio

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada:

“Condición de la zona ribereña: Influencia del uso de suelo en un gradiente urbano-rural del sur de México”.

para obtener el grado de **Maestra en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural.**

	Nombre	Firma
Director	Dr. Alejandro Ortega Argueta	_____
Asesora	Dra. María Mercedes Castillo Uzcanga	_____
Asesor	Dr. Neptalí Ramírez Marcial	_____
Sinodal adicional	Dr. José Alberto Gallardo Cruz	_____
Sinodal adicional	Dr. Manuel Mendoza Carranza	_____
Sinodal suplente	Dr. Manuel Jesús Cach Pérez	_____

Dedicatoria

A Dios, por todo lo que me bendices Padre y tú gran amor. Gracias por enseñarme la profundidad de la confianza. No sé qué haría sin ti.

A mis padres Víctor Manuel y Esperanza de Jesús, por el apoyo, amor, generosidad, compañía y aliento que he recibido de ustedes. Por ser partícipes de todos mis sucesos durante este recorrido. Los amo mucho.

A mis hermanas Esperanza e Iliana, por su apoyo, oraciones y acompañamiento en este camino. Su presencia fue fundamental para el término de este trabajo. Las amo mucho, son las mejores hermanas.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para llevar los estudios de maestría y brindarme la oportunidad de ser parte de esta red.

A la Universidad Autónoma de Chiapas (UNACH) por el apoyo económico en la parte final de estos estudios. En especial al Dr. Franco Lorenzo Escamirosa Montalvo, Mtro. Roberto Sosa, Dr. Francisco Alberto Alonso Farrera y Dr. José Juan Cruz por el apoyo y confianza.

A El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) por permitirme ser parte de esta comunidad.

A mi tutor Dr. Alejandro Ortega Argueta, por su apoyo y confianza para desarrollar mi proceso de investigación. A mi asesora Dra. Ma. Mercedes Castillo Uzcanga, por su paciencia, apoyo y ayudarme en momentos difíciles de este estudio. A mi asesor Dr. Neptalí Ramírez Marcial, por su paciencia, ayuda y por la buena música en su cubículo.

A los miembros del jurado, Dr. José Alberto Gallardo Cruz (CCGSS), Dr. Manuel Mendoza Carranza y Dr. Manuel J. Cach Pérez (ECOSUR) por sus observaciones para mejorar este trabajo.

Al Laboratorio Transdisciplinario de la Sustentabilidad (LATSU-ECOSUR) y el Laboratorio de Análisis de Información Geográfica y Estadística (LAIGE-ECOSUR) por el espacio y apoyo técnico proporcionados para la elaboración de la tesis.

A los profesores, compañeros, amigos, ejidatarios y personas que de alguna u otra manera fueron partícipes de todo este proceso, en especial a la familia tabasqueña Baeza-Carrera, y mis vecinos Esteban y Fernanda, que ya son como mi familia.

En especial, un agradecimiento a Armando de Jesús Flores Ruíz, Luis Adrián Domínguez, Darío Alejandro Navarrete, Rodimiro Ramos, Mati Rincón, Frank Alberto Ocaña Borrego, Verence Escamilla, Mercedes Gordillo Ruíz, Silveo Simeón Ovando, Hakna Ferro, Yadira Ramos y Lorena Reyes Sánchez gracias por ser una luz en este camino, sin su ayuda esto no sería posible. ¡Muchas gracias a todos ustedes!

Índice

Dedicatoria	iii
Agradecimientos	iv
Resumen	1
1. Introducción	2
1.1 Respuesta de las zonas ribereñas a cambios de uso de suelo	3
1.2 Métodos de evaluación de calidad de las riberas	5
1.3 Aproximación espacial de estudio de las zonas ribereñas.....	7
1.4 Justificación.....	8
1.5 Preguntas de investigación	10
1.6 Hipótesis	10
1.7 Objetivo general	10
1.8 Objetivos específicos.....	10
2. Artículo enviado para su publicación	11
3. Conclusiones	59
4. Literatura citada	61
5. Anexos	67

Resumen

Las zonas ribereñas, a pesar de su importancia y servicios ambientales que ofrecen, son uno de los ecosistemas más degradados por el uso de suelo. Existen estudios que evalúan la condición de estas zonas, sin embargo poco se ha estudiado en un contexto urbano-rural. A partir de la comparación de tres microcuencas con diferente grado de urbanización se buscó: 1) evaluar la calidad de las zonas ribereñas en diferentes usos de suelo; 2) determinar elementos físicos locales y de paisaje que describan una mayor alteración de las zonas ribereñas; y 3) determinar diferencias en la composición de especies leñosas por efecto del uso de suelo entre las microcuencas. Para ello se seleccionaron tramos de vegetación ribereña dentro de los usos de suelo: vegetación secundaria, pastizal y cultivo y asentamientos humanos. Se caracterizaron y evaluaron estas zonas con el índice de Calidad Riparia (RQI) en su dimensión longitudinal, lateral y vertical. Además, se estudió la composición de especies leñosas. Los resultados indican mayor calidad de las zonas ribereñas adyacentes a vegetación secundaria que en asentamientos humanos, lo que sugiere el deterioro por efecto antrópica. La zona ribereña en vegetación secundaria presentó una mejor condición de la vegetación y del substrato, mientras que las zonas en asentamientos humanos presentaron mayor pavimentación y compactación, menor conectividad lateral y erosión del banco. Se observó una correlación positiva entre el RQI con la riqueza y diversidad de especies. Mayor riqueza y diversidad de especies estuvo asociada en tramos de vegetación secundaria. La vegetación ribereña en asentamientos humanos presenta una mayor amenaza por eliminación, reemplazo o introducción de especies exóticas. Este estudio concluye que todas las zonas ribereñas evaluadas en las tres microcuencas presentaron algún grado de deterioro por efecto antrópico debido al uso de suelo adyacente y ocupación de las propias zonas ribereñas.

Palabras clave: composición de especies, microcuencas, RQI, vegetación leñosa ribereña, zona metropolitana.

1. Introducción

Las zonas ribereñas son consideradas ecotonos o zonas de transición entre el sistema terrestre y acuático (Gregory et al. 1991; Charron et al. 2008). Éstas se identifican como las áreas adyacentes a ríos o arroyos, consideradas como llanuras inundables ya que son creadas por diferentes gradientes superficiales y procesos fluviales (Goodwin et al. 1997). Generalmente se categorizan entre los sistemas biofísicos más diversos, dinámicos y complejos (Naiman et al. 1993). Debido a su cercanía con cuerpos de agua, estas zonas poseen suelos ricos en nutrientes y materia orgánica derivada de depósitos aluviales (Granados-Sánchez et al. 2006). Es así que la riqueza de su vegetación y hábitat que ofrecen están determinadas por las interacciones entre el nivel freático, el flujo superficial, el tipo de suelo y la pendiente (Forman 1995).

La vegetación ribereña cumple diversas funciones ecológicas como la provisión de hábitat y alimento para muchas especies, de regulación de la temperatura y sombra, de corredor para el movimiento de la biota, de filtro al regular la entrada de nutrientes y sedimentos, y da estabilidad a las márgenes del río (Naiman y Decamps 1997; Ewel et al. 2001; González-del-Tánago y García-de-Jalón 2011). Adicionalmente, estas zonas proporcionan espacios para actividades de recreación para los seres humanos (Naiman et al. 2005). Sin embargo, su capacidad de provisión está influenciada por su condición estructural y funcional (González-del-Tánago y García-de-Jalón 2011). Si bien la relación entre las comunidades acuáticas y ribereñas es reconocida como mutuamente interdependiente, debido a los procesos de intercambio de energía y materiales que ocurren entre ellas (Naiman y Decamps 1997; Ewel et al. 2001), también se ha señalado que la condición de ambas es afectada por el patrón morfológico y el contexto del paisaje en el que están inmersas (Allan 2004; Brooks et al. 2004; Dufour et al. 2015).

El interés por estudiar al ecosistema ribereño y el efecto antrópico que se ejerce sobre este sistema surge desde los años 70's, junto con el desarrollo de la ecología en general y el manejo de ecosistemas ribereños (Goodwin et al. 1997). Estudios como el de Lane (1957), y Leopold y Wolman (1957) son frecuentemente citados como una de

las primeras aproximaciones geomorfológicas para entender a los procesos fluviales (Rosgen 1994), por lo que la relación de la vegetación ribereña con los procesos fluviales se ha estudiado principalmente bajo esta perspectiva (Gurnell 2014). La geomorfología ha ayudado a clasificar a los tipos de cauces y a sus procesos (Naiman et al. 2005), y a identificar sus atributos estructurales y funcionales (Naiman et al. 1993; Clinton et al. 2010). Adicionalmente estos estudios se han enfocado en evaluar la respuesta de cambios en el ecosistema a una escala de tiempo de mediano y largo plazo (Gregory et al. 1992). En décadas más recientes, la hidromorfología ha sido la disciplina que ha ligado a la hidrología y morfología poniendo en consideración a las características y procesos para la restauración y manejo de los ecosistemas fluviales (Belletti et al. 2015). Bajo esta premisa se ha reconocido la importancia del ámbito social (Groffman et al. 2003) y los beneficios que se obtienen para las comunidades en el espacio ribereño (Everard y Moggridge 2012). La ecología del paisaje por su parte, ha contribuido a integrar la heterogeneidad espacial con la estructura, dinámica y funcionamiento de los procesos ecológicos en un contexto a nivel paisaje y cuenca (Naiman et al. 2005). Por otro lado, enfoques como el de la ecología de la restauración ha contribuido en la identificación de prácticas de uso de suelo que deterioran al ecosistema ribereño e impiden su recuperación (Kauffman et al. 1997); o bien, en el entendimiento de las amenazas que conlleva la urbanización sobre el hábitat y las especies en el caso de la ecología urbana (Niemelä 1999). Bajo esta disciplina se reconoce que el efecto humano sobre ecosistemas terrestres, ocurre a una tasa extraordinaria a través de la conversión del uso de suelo y la apropiación de los recursos (Turner II et al. 1990), condición que altera el hábitat, la composición de especies, los procesos hidrológicos, y modifica el flujo de energía y ciclos de nutrientes (Alberti et al. 2003).

1.1 Respuesta de las zonas ribereñas a cambios de uso de suelo

El cambio de un paisaje prístino a uno dominado por el ser humano se ve reflejado en el tipo de cobertura de la tierra o uso de suelo que denota las diversas actividades humanas (Wardrop et al. 2005). Por ello, se asume al uso de suelo como un valioso indicador para medir el disturbio humano en los ecosistemas, así como el estado de estos (Meyer y Turner 1994). Dentro de los factores fluviales, la vegetación es el

elemento más susceptible e influenciado por las prácticas de manejo y uso del suelo (Vande Kamp et al. 2013), siendo los árboles los que guardan una mayor relación con los factores físicos (Lyon y Gross 2005).

Las zonas ribereñas responden a disturbios tanto naturales como antrópicos. Los disturbios naturales pueden deberse a inundaciones, incendios y derrumbamiento de árboles que pueden rediseñar la estructura y composición de la vegetación ribereña (Pickett et al. 1989; Dufour et al. 2015). Los disturbios antrópicos por su parte implican que existe una influencia humana importante (Naiman et al. 2005), la cual ocurre a diferentes escalas. A nivel paisaje el uso de suelo conlleva cambios tanto en la química del agua como en la condición del hábitat acuático y el medio físico, lo que eventualmente repercute en la integridad biológica del ecosistema fluvial (Allan 2004). A una escala local, el ensamble de especies está fuertemente ligado con la calidad y complejidad del hábitat, es decir, por el paisaje circundante (Allan 2004). Por ejemplo, el uso de suelo agrícola puede generar un impacto ecológico en las comunidades de vegetación ribereña según su intensidad y manejo a través de la ocupación del área ribereña, del aumento de aporte de sedimentos y en la modificación del perfil de las orillas (Bruno et al. 2014). Adicionalmente, la deforestación ocasionada para llevar a cabo actividades de pastos y cultivos genera fragmentación en los bosques ribereños lo que puede repercutir en la presencia de esta vegetación en forma remanente (Fernandes et al. 2014).

Debido a procesos de urbanización, las zonas ribereñas enfrentan un nuevo reto. El desarrollo urbano y la demanda de infraestructura que origina han producido las mayores alteraciones al paisaje fluvial a nivel mundial, respecto a otro tipo de actividades (Chin 2006). En un contexto urbano-rural, las zonas ribereñas pueden presentar un grado de disturbio severo asociado a la actividad humana, ya sea por eliminación de la vegetación o por nuevas construcciones (Mead 2009). Por ejemplo, las obras de ingeniería que a través de la canalización de arroyos generan superficies impermeables (Walsh et al. 2005). Esto puede disminuir la capacidad de infiltración y el nivel freático de las zonas ribereñas provocando alteraciones en procesos del suelo, vegetación y microorganismos (Groffman et al. 2003). Asimismo, la vegetación ribereña

de arroyos pequeños, que drenan sus aguas por zonas rurales y urbanas, usualmente es removida para la ocupación de este espacio (Reis et al. 2015). En cuanto a las alteraciones en la composición de especies vegetales, ésta puede darse por introducción de especies (Naiman et al. 2005), o por una disminución en la diversidad de especies y cobertura de dosel (Moffatt et al. 2004).

1.2 Métodos de evaluación de calidad de las riberas

A pesar de la importancia de las zonas ribereñas, su reconocimiento como un componente del paisaje y de las cuencas es relativamente reciente (Naiman et al. 2005). Este reconocimiento deriva de que estas zonas son parte de la integridad del ecosistema fluvial por tanto están implícitas en estrategias de restauración y manejo de ríos en diversas partes del mundo (González-del-Tánago et al. 2006; Barquín et al. 2011). En la actualidad, los sistemas de ribera y las llanuras de inundación están degradados severamente por las diferentes actividades humanas por lo que es de suma importancia determinar el funcionamiento hidrológico y ecológico de estos sistemas para generar medidas de conservación y restauración (González-del-Tánago y García-de-Jalón 2006).

Dada esta necesidad, existen varios métodos de evaluación de ecosistemas fluviales que consideran la incorporación de las zonas ribereñas. La mayoría de ellos se basan principalmente en indicadores físicos, químicos, ecológicos y biológicos (Raven et al. 1998; Barbour et al. 1999; Bunn et al. 1999). Sin embargo, los métodos para evaluar la condición de las riberas son relativamente recientes (Belletti et al. 2015). Por ello se han desarrollado índices y protocolos de evaluación rápida, que permiten abordar estudios relativos a grandes superficies, y sirven para caracterizar y evaluar la condición de estas zonas asignando una puntuación con base al grado de perturbación (Petersen 1992; Munné et al. 2003; González-del-Tánago y García-de-Jalón 2011). Estos índices resultan relevantes porque pueden incorporar diferentes elementos para entender la heterogeneidad de un sistema y su integridad funcional (Barquín et al. 2011).

Uno de estos, es el Índice de Calidad Riparia (RQI, por sus siglas en inglés). Esta metodología es utilizada para caracterizar y valorar la condición ambiental de las zonas ribereñas (González-del-Tánago y García-de-Jalón 2011). El RQI permite caracterizar a

las riberas con base a atributos de la estructura física y del funcionamiento del corredor ribereño.

El RQI ha sido aplicado principalmente en diferentes regiones y cuencas de la península Ibérica (González-del-Tánago et al. 2004; Barquín et al. 2011; Bruno et al. 2014; Fernández et al. 2014; Valero et al. 2014). Su aplicación ha estado relacionada con varios propósitos y usualmente acompañada de otros métodos de evaluación del hábitat como el Índice de Habitabilidad Fluvial (IFH) (Pardo et al. 2002), el “Habitat Quality Assessment” (Barquín et al. 2011), o el “Iberian Biological Monitoring Working Party” (IBMWP) (Alba-Tercedor et al. 2002). Aunque el uso de RQI es incipiente en otras regiones de la península Ibérica, existen algunos esfuerzos de aplicación en zonas costeras del trópico mexicano (Hernández-Hernández 2014).

Otro índice de valoración rápida de las riberas es el Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) propuesto por Munné et al. (2003). El QBR ha sido aplicado en diversos sistemas con varios propósitos: en ríos Mediterráneos para conocer el estado de conservación (Munné et al. 2003; Barquín et al. 2011; Valero et al. 2014), en ríos andino-patagónicos asociados a la influencia de diferentes usos de suelo (Kutschker et al. 2009), en ríos de zonas subtropicales del norte de Argentina en relación con diferentes condiciones climáticas (Sirombra y Mesa 2012), en diferentes cuencas de clima templado en Chile y en un río interandino tropical para establecer prioridades de protección y conservación (Carrasco et al. 2014; Posada-Posada y Arroyave-Maya 2015), en cuencas andinas de Ecuador y Perú situadas sobre los 2000 m.s.n.m. (Acosta et al. 2009) y en zonas áridas de México para obtener datos base para planes de restauración (Cornell et al. 2008).

Existen adicionalmente evaluaciones de bosque de galería basadas en índices de diversidad alfa y beta en relación con la abundancia de especies en zonas menos húmedas de México (Méndez-Toribio et al. 2014) y en bosques de galería de clima semi-seco cálido (Treviño-Garza et al. 2001); así como en bosques tropicales húmedos de Colombia (Correa-Gómez y Stevenson 2010).

También se han realizado estudios que comparan el desempeño de RQI y QBR. Por ejemplo, el RQI probó un mejor desempeño para distinguir condiciones de referencia y no referencia en los ríos de Cantabria (Barquín et al. 2011). Así mismo, el RQI ha sido utilizado para determinar la calidad del bosque de ribera tanto en zonas boscosas como urbanas en España teniendo resultados similares con QBR (Fernández et al. 2014). Contrariamente, Valero et al. (2015) concluyó que el índice QBR representó mejor que el RQI el estado ecológico del bosque ribereño en el noroeste de España. A pesar de esto, se reconoce que tanto el RQI como QBR, necesitan aplicarse junto con otros protocolos, como el Protocolo para la Valoración de la Calidad Hidromorfológica de los Ríos (HIDRI), cuando se tiene el objetivo de evaluar el hábitat fluvial de manera integral (Fernández et al. 2011).

Sin embargo, el RQI además de caracterizar y evaluar la degradación de zonas ribereñas en su condición longitudinal, lateral y vertical, es considerado como un índice versátil. El RQI puede aplicarse en distintas circunstancias, ya sea para monitoreo, diagnóstico o para el establecimiento de prioridades de conservación y opciones de manejo (González-del-Tánago y García-de-Jalón 2011).

1.3 Aproximación espacial de estudio de las zonas ribereñas

La aproximación espacial para el análisis de las zonas ribereñas también representa un reto. Los estudios de ecología fluvial bajo la perspectiva jerárquica de dinámica de segmentos se han probado como los de mayor utilidad (Townsend 1996). Este enfoque considera que existe una heterogeneidad de interacciones según la escala espacial y temporal que va desde un nivel de micro hábitat, pasando por tramos y segmentos fluviales, hasta uno a nivel paisaje (Naiman et al. 2005). Sin embargo, debido al patrón espacial de crecimiento de las metrópolis a nivel mundial, existen otras perspectivas de estudio como la dinámica de sistemas urbanos (McDonnell 2011; McPhearson et al. 2016) y el gradiente urbano-rural (McDonnell y Pickett 1990). La primera perspectiva carece de un método unificado para investigar sistemas urbanos (McPhearson et al., 2016), mientras que la segunda reconoce a la influencia humana en un decremento continuo que va de los centros urbanos a zonas más naturales, por lo que su escala geográfica es relativamente grande porque abarca a una ciudad y sus alrededores

(Niemelä 1999). La base conceptual ecológica de esta aproximación reconoce que factores de la urbanización afectan tanto a la estructura física del ecosistema como a sus componentes bióticos (McDonnell y Pickett 1990).

1.4 Justificación

En la actualidad el ecosistema ribereño es uno de los más degradados por el uso de suelo (Charron et al. 2008). En los Estados Unidos de América la degradación de este ecosistema asciende aproximadamente a un 66%, y en Europa se estima un porcentaje similar (Innis et al. 2000). En México, el 73% de los sistemas acuáticos muestran algún tipo de contaminación o degradación (Mendoza-Cariño et al. 2014), siendo alterado el ecosistema ribereño principalmente por procesos de fragmentación producto del cambio de uso de suelo dada la expansión de zonas urbanas y el desarrollo de actividades agropecuarias (Vázquez et al. 2015). Aunque existen algunos ejemplos que documentan cambios en las comunidades ribereñas en Europa, y en los Estados Unidos de América en los grandes ríos del oeste (Naiman et al. 2005), en la ciudad de Baltimore debido al establecimiento industrial (Groffman et al. 2003), o en el río Mississippi (Naiman et al. 2005) donde las actividades agrícolas y la necesidad de navegación han propiciado que las franjas de bosque de galería sean revestidas o confinadas (Maser y Sedell 1994), estos proveen evidencia de que el uso de suelo adyacente afecta a la vegetación de las zonas ribereñas. Sin embargo en México, existen pocos estudios que evalúen esta afectación. Si bien ha sido estudiado que en un contexto urbanizado los árboles de las zonas ribereñas son ausentes o bien, aparecen en pequeñas franjas, en comparación con la abundancia de especies de zonas altas de las cuencas (Groffman et al. 2003); y a pesar de que existen estudios que evalúan el ensamblaje de especies a lo largo de corredores ribereños (Lyon y Gross 2005; Miller et al. 2009; Duncan et al. 2011) existen vacíos de información de cómo ocurren los cambios en la composición de especies en un gradiente de perturbación como es el urbano-rural dada una presión antrópica por un contexto metropolitano.

Este estudio pretende generar información sobre la condición de la zona ribereña en el sur de México aplicando un índice de evaluación de calidad ribereña (RQI) en un

contexto de estudio con presión urbana. Aunque el RQI se ha aplicado escasamente en México y en el trópico, se asume que puede aportar elementos que describen espacialmente a estas zonas y a la estructura de su vegetación. Con esta investigación se espera generar información que contribuya a la elaboración de estrategias de conservación y restauración de estos ecosistemas, así como explorar un contexto de estudio en un gradiente urbano-rural.

1.5 Preguntas de investigación

¿Cuál es la influencia del uso de suelo sobre las zonas ribereñas en un contexto urbano-rural?

¿Qué elementos físicos locales y de paisaje describen una mayor alteración de las zonas ribereñas?

¿Cuál es el tipo de composición leñosa asociada a la zona ribereña adyacente a los diferentes usos de suelo?

1.6 Hipótesis

Las zonas ribereñas en un uso de suelo más conservado presentan una condición menos degradada que aquellas dentro de un uso de suelo con mayor efecto antrópico. Además de que el uso de suelo genera un efecto en los atributos del espacio ribereño y en su composición de especies.

1.7 Objetivo general

Determinar la influencia del uso de suelo en la condición de las zonas ribereñas y su composición de especies leñosas en un contexto urbano-rural.

1.8 Objetivos específicos

- 1) Evaluar la calidad de las zonas ribereñas en diferentes usos de suelo en tres microcuencas con diferente grado de urbanización.
- 2) Determinar elementos físicos locales y de paisaje que describan una mayor alteración de las zonas ribereñas.
- 3) Determinar diferencias en la composición de especies leñosas de las zonas ribereñas por efecto del uso de suelo entre las microcuencas.

2. Artículo enviado para su publicación

Condición de la zona ribereña: Influencia del uso de suelo en un gradiente urbano-rural del sur de México

Erika Díaz-Pascacio^{1, 3}, Alejandro Ortega-Argueta^{1*}, María Mercedes Castillo-Uzcanga¹, Neptalí Ramírez-Marcial²

¹Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad, El Colegio de la Frontera Sur. Villahermosa, Tabasco, México.

²Departamento de Conservación de la Biodiversidad, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México

³Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

*Autor de correspondencia. Correo electrónico: aortega@ecosur.mx

Resumen

Aunque la calidad de la vegetación de ribera ha sido relacionada con distintos usos de suelo, poco se sabe cómo un proceso de urbanización incide en la condición de las zonas ribereñas y en su composición de especies. A partir de la comparación de tres microcuencas con diferente grado de urbanización se buscó: 1) evaluar la calidad de las zonas ribereñas en diferentes usos de suelo; 2) determinar elementos físicos locales y de paisaje que describan una mayor alteración de las zonas ribereñas; y 3) determinar diferencias en la composición de especies leñosas por efecto del uso de suelo entre las microcuencas. Para ello se seleccionaron tramos de vegetación ribereña dentro de los usos de suelo: vegetación secundaria, pastizal y cultivo y asentamientos humanos. Se caracterizaron y evaluaron estas zonas con el índice de Calidad Riparia (RQI) y además, se comparó la composición de especies leñosas entre microcuencas. Los resultados indican mayor calidad de las zonas ribereñas adyacentes a vegetación secundaria que en asentamientos humanos, lo que sugiere el deterioro por acción antrópica. Las zonas ribereñas en vegetación secundaria presentaron una mejor condición de la vegetación y del substrato, mientras que las zonas adyacentes a asentamientos humanos presentaron mayor pavimentación y compactación, así como erosión del banco. Se encontró mayor riqueza y diversidad de especies en tramos en vegetación secundaria que en tramos de asentamientos humanos por lo que existe una amenaza a la biodiversidad con la introducción de especies exóticas y el reemplazo o eliminación paulatina de especies nativas.

Palabras clave: composición de especies, microcuencas, RQI, zona ribereña, urbanización

Abstract

Although the quality of riparian vegetation has different responses to land use, few studies have examined how an urbanization process affects the condition of riparian zones and their woody species composition. From the comparison of three micro-watersheds with different degrees of urbanization we aim: 1) to assess the quality of riparian zones in different land uses, 2) to determine landscape and local physical attributes that describe major alterations of riparian zones, and 3) to determine differences in woody species composition due to land use effect among micro-watersheds. For this purpose, riparian zones at reach scale were surveyed within different land uses: secondary vegetation, pasture and crops, and human settlements. To characterize and to evaluate these areas, the Riparian Quality Index (RQI) was applied. The woody species composition was also studied. The results indicate a better condition of riparian zones adjacent to secondary vegetation than to human settlements, suggesting disturbance by human pressure. Riparian zones in secondary vegetation also had a better state of vegetation and substrate whereas reaches adjacent to human settlements appeared paved and with soil compaction. Eroded banks were also a characteristic found in this land use. Richness and species diversity was also greater along adjacent secondary vegetation riparian zones than to human settlements, which means a threat to biodiversity with the introduction of exotic species by replacement or clearing out of native species.

Key words: species composition, micro-watersheds, RQI, riparian zones, urbanization.

Las zonas ribereñas son reconocidas en el paisaje como la interface entre el sistema terrestre y acuático (Gregory *et al.*, 1991). La vegetación ribereña cumple diversas funciones ecológicas como la provisión de hábitat y alimento para muchas especies, de regulación de la temperatura y sombra, de corredor para el movimiento de la biota, de filtro al regular la entrada de nutrientes y sedimentos, y de estabilidad de las márgenes del río (Naiman y Decamps, 1997; Ewel *et al.*, 2001; González-del-Tánago y García-de-Jalón, 2007). Adicionalmente, estas zonas proporcionan espacios para actividades de recreación para los seres humanos (Naiman *et al.*, 2005). Sin embargo, su capacidad de provisión de servicios ambientales está influenciada por su condición estructural y funcional (González-del-Tánago y García-de-Jalón, 2011), la cual es afectada por el patrón morfológico y el contexto del paisaje en el que están inmersas (Allan, 2004; Brooks *et al.*, 2004; Dufour *et al.*, 2015).

Aunque los sistemas ribereños se encuentran entre los sistemas biofísicos más diversos, dinámicos y complejos (Naiman *et al.*, 1993) también se encuentran entre los ecosistemas más perturbados por el uso de suelo (Charron *et al.*, 2008). Transiciones de uso de suelo se aprecian a un nivel global (Defries *et al.*, 2004), siendo la cobertura o uso de suelo la que denota las diversas actividades humanas (Wardrop *et al.*, 2005). Por ello, se asume al uso de suelo como un valioso indicador para medir el disturbio humano y el estado de los ecosistemas (Meyer y Turner, 1994). Por otro lado, entre los factores fluviales, la vegetación es uno de los elementos más susceptibles e influenciados por las prácticas de manejo y uso del suelo (Vande Kamp *et al.*, 2013); y dentro de las comunidades ribereñas, los árboles son el tipo de vegetación que guarda una mayor relación con los factores físicos (Lyon y Gross, 2005).

La presencia de disturbios antrópicos en la zona ribereña indica que existe una influencia humana importante en estas zonas que puede ocurrir a diferentes escalas (Naiman *et al.*, 2005). A nivel paisaje el uso de suelo conlleva a cambios tanto en la química del agua y en la condición del

hábitat hidrológico y físico, lo que eventualmente repercute en la integridad biológica del ecosistema fluvial (Allan, 2004). A una escala local, el ensamble de especies está fuertemente ligado con la calidad y complejidad del hábitat, es decir, por el paisaje circundante (Allan, 2004). Por ejemplo, el uso de suelo agrícola puede generar un impacto ecológico en las comunidades de vegetación ribereña según su intensidad y manejo a través de la ocupación del área ribereña, del aumento de aporte de sedimentos y en la modificación del perfil de las orillas (Bruno *et al.*, 2014). Adicionalmente, la deforestación ocasionada para acomodar actividades de pastos y cultivos genera fragmentación en los bosques ribereños lo que puede repercutir en la presencia de esta vegetación en forma remanente (Fernandes *et al.*, 2014).

En un contexto urbano-rural, las zonas ribereñas pueden mostrar un severo grado de disturbio asociado a la actividad humana. Por ejemplo, las obras de ingeniería que a través de la canalización de arroyos generan superficies impermeables (Walsh *et al.*, 2005), pueden disminuir la capacidad de infiltración y el nivel freático de las zonas ribereñas provocando alteraciones en procesos del suelo, vegetación y microorganismos (Groffman *et al.*, 2003). Asimismo la vegetación ribereña de arroyos pequeños, que drenan sus aguas por zonas rurales y urbanas, usualmente es removida para la ocupación de este espacio (Reis *et al.*, 2015). En cuanto a las alteraciones en la composición de especies vegetales, ésta puede darse por introducción de especies (Naiman *et al.*, 2005), o presentar una disminución en la diversidad de especies y cobertura de dosel (Moffatt *et al.*, 2004).

La aproximación espacial para el análisis de las zonas ribereñas también representa un reto. Los estudios de ecología fluvial bajo la perspectiva jerárquica de dinámica de segmentos ha sido probada como la de mayor utilidad (Townsend, 1996). Este enfoque considera que existe una heterogeneidad de interacciones según la escala espacial y temporal que va desde un nivel de micro hábitat, pasando por tramos y segmentos fluviales, hasta uno a nivel paisaje (Naiman *et al.*,

2005). Sin embargo, debido al patrón espacial de crecimiento de las metrópolis a nivel mundial, existen otras perspectivas de estudio como la dinámica de sistemas urbanos (McDonnell, 2011; McPhearson *et al.*, 2016) y el gradiente urbano-rural (McDonnell y Pickett, 1990). La primera perspectiva carece de un método unificado para investigar sistemas urbanos (McPhearson *et al.*, 2016), la segunda reconoce a la influencia humana en un decremento continuo que va de los centros urbanos a zonas más naturales, por lo que su escala geográfica es relativamente grande abarcando a una ciudad y sus alrededores (Niemelä, 1999). La base conceptual ecológica de esta aproximación reconoce que factores de la urbanización afectan tanto a la estructura física del ecosistema y a sus componentes bióticos (McDonnell y Pickett, 1990).

Dada la importancia de las zonas ribereñas por los servicios ambientales que ofrece, y la complejidad para entender la asociación de las actividades humanas y los impactos en estas zonas, el caso de la sub-cuenca del Río Sabinal resulta representativo para su análisis en un contexto urbano-rural. Esta subcuenca, ubicada en el sur de México, posee una alteración importante de su vegetación ribereña debido a procesos de fragmentación y cambio de uso de suelo (Pineda-López *et al.*, 2015). Como parte del fenómeno metropolitano que ocurre en México, que implica la incorporación de municipios contiguos a una ciudad central (SEDESOL *et al.*, 2012), parte de esta sub-cuenca fue absorbida por la zona metropolitana No. 10 de Tuxtla Gutiérrez (Periódico Oficial No. 339, 2011). Este proceso de urbanización ha ocasionado modificaciones importantes en la red fluvial, principalmente en la zona núcleo de la ciudad central, teniendo como resultado arroyos canalizados y un remanente de bosque de galería menor a un 40 % (Pineda-López *et al.*, 2015). Para este estudio se partió de la hipótesis que las zonas ribereñas en un uso de suelo más conservado presentan una condición menos degradada que aquellas dentro de un uso de suelo con mayor efecto antrópico. Además de que el uso de suelo genera un efecto en los atributos del espacio ribereño y en su composición de especies. Los

objetivos de este trabajo fueron: 1) evaluar la calidad de las zonas ribereñas en diferentes usos de suelo en tres microcuencas con diferente grado de urbanización; 2) determinar elementos físicos locales y de paisaje que describan una mayor alteración de las zonas ribereñas; y 3) determinar diferencias en la composición de especies leñosas de las zonas ribereñas por efecto del uso de suelo entre las microcuencas. Este estudio espera contribuir a una mayor comprensión de la condición de las zonas ribereñas y la influencia del uso de suelo derivado de un proceso de urbanización, así como en la generación de conocimiento que pueda ser incorporado a estrategias de restauración y protección del ecosistema ribereño de zonas que enfrentan una presión urbana.

Materiales y Métodos

Descripción del área de estudio. La subcuenca del Río Sabinal, situada en el estado de Chiapas, México pertenece a la región hidrológica No. 30, de los ríos Grijalva-Usumacinta. Tiene un área de drenaje de 395 km² y una longitud del cauce principal de 38.4 km desde la cabecera hasta la confluencia con el río Grijalva. Quince arroyos tributarios alimentan a este sistema con un escurrimiento medio anual de 8 millones de m³ (INESA, 2013). Fisiográficamente se localiza entre las Cordilleras Plegadas y la Depresión Central de Chiapas (Ramamoorthy *et al.*, 1998). El rango de elevación varía de 400 a 1320 msnm con una vegetación predominante de selva baja caducifolia (BTC) y sub-caducifolia (BTSC) (Miranda y Hernández-X, 1963). Los suelos son de tipo leptosoles (50%) con un horizonte superficial poco profundo, seguido de vertisoles (17.3%) principalmente en partes planas, y rendzinas localizadas en pendientes y laderas. Existen dos tipos de clima cálido: cálido subtropical Aw0, con una temperatura media anual de 24°-26°C, y cálido húmedo Aw1, con una media anual de 22°-24°C y una humedad mayor a la de Aw0 (García, 1988). La precipitación promedio anual varía de 800-1200 mm y la estación lluviosa

comprende los meses de mayo a octubre, siendo septiembre el mes de mayor precipitación (INESA, 2013).

Para este estudio se seleccionaron a las microcuencas Sabinal, San Agustín y Chacona (Figura 1). Éstas resultan representativas ya que sus arroyos cruzan por un gradiente de asentamientos humanos, zonas rurales con actividad agrícola y de pastoreo, y vegetación secundaria derivada de una cobertura fragmentada por la influencia agropecuaria (Pineda-López *et al.*, 2015). Además, estas microcuencas presentan diferentes usos de suelo en su área de drenaje, siendo la microcuenca San Agustín la más urbanizada (Cuadro 1).

Selección de tramos de estudio. La delimitación de las microcuencas se realizó en un sistema de información geográfico (ArcGIS 10) y el modelo Soil and Water Assessment Tool (ArcSWAT, versión 2009). Los insumos digitales fueron un modelo de elevación digital (DEM), ráster de 15 m, y la red hidrográfica RH30E escala 1:50,000 (INEGI, 2015). Estas capas fueron sobrepuestas en un mapa de usos de suelo de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural de Chiapas (SEMAHN) (Gordillo-Ruíz y Castillo-Santiago, en prensa). Se observaron remanentes de zonas ribereñas en tres gradientes de uso de suelo urbano-rural: vegetación secundaria (VS), pastos y cultivos (PC), y asentamientos humanos (AH). Los tramos de muestreo de zonas ribereñas de cada microcuenca se seleccionaron con el método estratificado al azar (Mostacedo y Fredericksen 2000), y un proceso iterativo de validación de visitas de campo. Por las restricciones en la accesibilidad, la selección quedó con 15 tramos de estudio bajo un esquema de diseño no balanceado entre las microcuencas.

Caracterización y evaluación de las zonas ribereñas. Para evaluar la condición de las zonas ribereñas se aplicó el Índice de Calidad Riparia (RQI, por sus siglas en inglés), propuesto por

González-del-Tánago y García-de-Jalón (2011). La versión actualizada del RQI provee un formato de campo que permite caracterizar de manera rápida a las riberas como un paso previo a la interpretación y valoración de su estado ecológico. Esta versión se centra en siete atributos (Cuadro 2). Los primeros tres atributos determinan la estructura física del corredor ribereño, y los cuatro restantes están relacionados con el funcionamiento del sistema. El RQI se consideró como el índice más adecuado para caracterizar a estas zonas debido a que se aplica a una escala de tramo o segmento de arroyo, y caracteriza la dimensión espacial de forma longitudinal, lateral y vertical.

La caracterización se llevó a cabo en agosto de 2015 en tramos de 100 m de longitud, siguiendo la recomendación de evaluación de arroyos pequeños (Petersen, 1992; Munné *et al.*, 2003), así como para mantener una condición homogénea (González-del-Tánago *et al.*, 2006; Rheinhardt *et al.*, 2007). La dimensión de anchura fue variable y estuvo limitada en algunos tramos por infraestructura física (paredes, mallas, veredas, caminos), o bien por un cambio en el patrón de vegetación. La caracterización de los atributos del RQI se hizo de forma sistemática: Los atributos RQI1, RQI2 y RQI3 fueron caracterizados para cada margen por separado; los atributos RQI4 a RQI7 para ambas márgenes o de forma combinada. La evaluación final se obtuvo sumando las 10 puntuaciones obtenidas de los atributos. El estado de las riberas fue valorado conforme a la escala de 0 a 150 estipulada por el RQI (Condición muy buena 150-130, condición buena 129-100, condición moderada 99-70, condición pobre 69-40, condición mala 39-10, degradación extrema valores menores a 10). Como sugiere la metodología RQI previo a la recolección de datos en campo, se observó en imágenes de satélite el tipo de valle, confinamiento y tipo de caudal según la caracterización de González-del-Tánago y García-de-Jalón (2007) (Apéndice 1).

VARIABLES FÍSICAS LOCALES Y DE PAISAJE. Las variables de paisaje fueron topográficas y de condición climática que influyen en las características físicas del ecosistema (Gordon *et al.*, 2004). Estas variables corresponden a la pendiente longitudinal, altitud, área de drenaje y precipitación media. Las variables físicas locales fueron tomadas de la base de datos generada por el RQI. Las 15 variables totales fueron clasificadas como continuas y categóricas. Las variables continuas correspondieron al ancho de la zona ribereña, ancho del canal, altura del banco, cobertura de dosel, pendiente del banco, banco erosionado, la condición del sustrato (pavimentación y compactación), pendiente longitudinal, altitud, precipitación promedio y área de drenaje. Las variables categóricas estuvieron relacionadas con la regeneración natural de la vegetación, la forma del banco, y la cobertura de hojarasca y materia orgánica. Los métodos de medición de las variables anteriores se muestran en el Apéndice 2.

COMPOSICIÓN DE ESPECIES LEÑOSAS. Se determinó la riqueza y abundancia de especies leñosas a través de un censo de todos los árboles (≥ 3 m de altura) en cada una de las márgenes de los 15 tramos de estudio. La longitud de cada tramo fue similar, aunque hubo diferencias en el ancho debido a obstrucciones físicas. Se realizaron colectas botánicas en campo de los especímenes y se etiquetaron con un código de identificación por el lugar de colecta, fecha y el margen donde se encontró. Las especies fueron identificadas en el Herbario Eizi Matuda (HEM), de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH), con ayuda de especialistas del herbario, de guías florísticas locales (Breedlove, 1981) y de bases de datos de colectas botánicas (Instituto Smithsonian; Tropicos.org). Complementariamente, se consultó la NOM-059-SERMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010) y la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2015) para determinar las especies con algún grado de riesgo o vulnerabilidad.

Análisis de datos. Para probar si existen diferencias en los valores de RQI entre usos de suelo y microcuencas, se realizó una prueba de Kruskal-Wallis ($P < 0.05$), seguida de U de Mann-Whitney cuando dichas diferencias fueron significativas (Hlúbiková *et al.*, 2014).

Para examinar patrones espaciales entre microcuencas y usos de suelo se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA). Los datos fueron normalizados debido a diferencias de escalas entre las variables físicas locales y de paisaje y se transformó con raíz cuadrada aquellas que presentaban un sesgo en el análisis de correlaciones Draftsman Plot (Clarke y Gorley, 2006). Se eliminó la variable abundancia de árboles debido a que presentó una fuerte correlación con el porcentaje de cobertura de dosel ($r > 0.90$) como sugieren Clarke y Ainsworth (1993).

El análisis de la composición de especies incluyó el cálculo de riqueza y diversidad de especies vegetales de cada uso de suelo. La diversidad fue calculada con base en el índice de Shannon-Wiener, la dominancia a través del índice de Simpson (D) (Moreno, 2001), y la equidad con base en la uniformidad de especies $E = H/H_{max}$ donde $H_{max} = \text{Log}_2 S$, S = número de especies en la comunidad (Sunil *et al.* 2010). Se utilizó el programa PAST 3.12 (Hammer *et al.*, 2001). Los valores de riqueza y diversidad fueron evaluados estadísticamente con la prueba Kruskal-Wallis para probar diferencias entre usos de suelo y microcuencas.

Para determinar diferencias en la composición de especies y ordenarlas en un gradiente de perturbación se llevó a cabo el análisis de gradiente indirecto, Análisis de Correspondencias Segmentado (DCA) (Hill y Gauch, 1980). El análisis se desarrolló con el programa R (versión 3.1.3) a través de la rutina *vegan* (Oksanen, 2013). El análisis por gradiente de especies implicó un reconocimiento de las especies en nativas, exóticas y no nativas (introducidas por el hombre) (Corbacho *et al.*, 2003).

Para identificar patrones en la composición de especies leñosas entre microcuencas y usos de suelo se llevó a cabo un análisis de Escalamiento No-Métrico Multidimensional (nMDS). Se realizaron matrices con los coeficientes de Bray-Curtis (abundancia) y Jaccard (presencia/ausencia). Los datos de abundancia fueron transformados con raíz cuarta para dar un peso similar a aquellas especies menos abundantes así como por el número de ceros presentes (Clarke y Gorley, 2006).

Para someter a prueba la hipótesis que no hay diferencias en la estructura de la comunidad vegetal entre las microcuencas y los usos de suelo, se realizó un Análisis de Varianzas Permutacional Multivariado (PERMANOVA) (Anderson, 2001). La significancia estadística fue probada con un modelo sin restricción de datos y 9999 permutaciones. El tipo de diseño fue anidado, y los factores se fijaron con respecto al factor uso de suelo dentro de la microcuenca. Al obtenerse diferencias significativas, se realizaron comparaciones múltiples entre los factores. El análisis SIMPER se llevó a cabo para determinar la contribución de las especies y reconocer aquellas asociadas con condiciones de perturbación. Los análisis estadísticos fueron llevados a cabo con el programa PRIMER-E (v.6) con la extensión PERMANOVA (Anderson *et al.*, 2008).

Resultados

Caracterización y evaluación de las zonas ribereñas. Los valores del RQI oscilaron en el rango de 16 a 112 (Cuadro 3). Los valores más altos correspondieron a tramos colindantes con vegetación secundaria ubicados en la microcuenca Sabinal. Los valores más bajos correspondieron a tramos en asentamientos humanos de las microcuencas San Agustín y Sabinal (Figura 2). El RQI mostró diferencias significativas entre usos de suelo ($H_{(2, n = 14)} = 8.67, P = 0.01$). La prueba a posteriori U de Mann-Whitney indicó diferencias entre los tramos que colindan con vegetación secundaria y asentamientos humanos ($P = 0.005$). Los valores RQI entre las microcuencas no mostraron diferencias significativas.

Los atributos evaluados con el índice RQI oscilaron en el rango malo a bueno, sin ninguno alcanzar el estado muy bueno (Figura 3). La composición y estructura de la vegetación ribereña, diversidad de edades y regeneración natural de especies, y la conectividad lateral del cauce con sus riberas fueron evaluados principalmente en el rango malo. La condición de las orillas por lo general obtuvo un estado pobre, mientras que la continuidad longitudinal fue la mejor evaluada.

Variables físicas locales y de paisaje. Las variables físicas locales y de paisaje escogidas para determinar diferencias en la condición de las zonas ribereñas por uso de suelo explicaron una variación del 71% en sus tres primeros ejes (PCA1 con 38.5%, PCA2 con 20.2%, y PCA3 con 12%). El PCA1 estuvo asociado con variables que dan una condición más natural a la zona ribereña (cobertura de dosel, materia orgánica, abundancia de plántulas) y alteraciones al substrato (pavimentación y compactación). Este eje separó principalmente a los tramos ubicados en vegetación secundaria, a la derecha, y a los de asentamientos humanos, a la izquierda (Figura 4). La mayoría de tramos de la microcuenca Sabinal se ubicaron en la parte derecha del gráfico. Todos los sitios de la microcuenca San Agustín se ubicaron hacia la izquierda por presentar mayor grado de pavimentación y compactación. El PCA2 distinguió en mayor proporción las variables que denotan dimensiones del corredor ribereño (ancho del canal) y condición del banco (altura, pendiente y erosión). Los tramos de la microcuenca Chacona se relacionaron fuertemente con la erosión del banco. El PCA3 reconoció a variables de paisaje como altitud y área de drenaje con los valores mayores.

Composición de especies leñosas. Se registraron un total de 1327 especímenes en los tramos de muestreo, pertenecientes a 52 familias, 104 géneros y 143 especies (de éstas 10 exóticas). La familia más abundante fue Fabaceae (17 %), seguida de Moraceae (8 %). La especie con mayor número de individuos fue *Taxodium mucronatum*. Las zonas ribereñas colindando con vegetación

secundaria reportaron un total de 704 especímenes, pastos y cultivos 263, y asentamientos humanos 360 especímenes. El tramo ubicado en vegetación secundaria de la microcuenca Sabinal (ID 4) presentó el mayor número de especies con 53, de las cuales 19 solamente se encontraron en este sitio. El tramo con menor número de especies (ID 13), de la microcuenca San Agustín en asentamiento humano, tuvo 8 especies. Se detectaron diferencias estadísticas entre usos de suelo, en la riqueza, y en los índices de diversidad y dominancia, más no en equidad (Cuadro 4). Las diferencias significativas de diversidad por uso de suelo se encontraron en los tramos adyacentes a vegetación secundaria y asentamientos humanos ($P < 0.05$), más no en tramos de pastos y cultivos y asentamientos humanos. Conforme a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (UICN, 2015) se registró a una especie en la categoría de preocupación menor (LC), *Taxodium mucronatum* y a tres especies en estado vulnerable (VU), *Pistacia mexicana*, *Cedrela odorata* y *Swietenia humilis*. De acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010) *Licania arborea* se considera amenazada y *Croton guatemalensis* sujeta a protección especial.

Diferencias en la composición de especies por gradiente de perturbación.- El gráfico *biplot* del análisis DCA mostró la dispersión de las especies y tramos muestreados conforme a su puntuación en el gradiente longitudinal. La longitud del gradiente del eje DCA1 fue de 4.41 unidades de desviación estándar (SD), siendo la mayor distancia entre los tramos 4 y 11 (Figura 5). Los sitios que difieren en 4 SD se espera que no tengan especies en común (Ter Braak, 1995), lo que coincidió en este análisis. Algunas de las especies encontradas en el cuadrante negativo fueron: *Brosimum alicastrum*, *Dendropanax arboreus*, *Lonchocarpus rugosus*, *Oreopanax xalapensis*, *Piper arboreum*, *Platymiscium aff. pinnatum*, *Pterocarpus rohrii*, *Eugenia xalapensis*, *Eugenia sp.*, *Ficus insipida*, *F. pertusa*, y *F. petiolaris*. En el cuadrante superior-

positivo se observan especies de bosque de galería (*Inga vera*, *Sapindus saponaria*, *Taxodium mucronatum*), especies propias de vegetación secundaria que sucede al bosque tropical caducifolio (*Cnidocolus aconitifolius*, *Leucaena esculenta*, *Plumeria rubra*, *Zuelania guidonea*) y sub-caducifolio (*Bursera simaruba*, *Ficus insipida*, *Manilkara zapota*, *Tabebuia rosea*) (Espinosa-Jiménez *et al.*, 2014), así como a especies indicadoras de sitios perturbados (*Guazuma ulmifolia*, *Senna atomaria*, *Carica papaya*, *Muntingia calabura*), o asociadas con actividad pecuaria (*Acacia pennatula*, *Acacia sp.*, *Cordia dentata*, *Heliocarpus reticulatus*). En el cuadrante inferior-positivo de la gráfica se observan especies consideradas como exóticas o introducidas y asociadas principalmente al uso de suelo asentamiento humano (*Bambusa vulgaris*, *Citrus aurantifolia*, *Citrus sinensis*, *Eugenia jambos*, *Ficus benjamina*, *Jacaranda mimosifolia*, *Musa paradisiaca*, *Ricinus communis*). También se observan en este cuadrante especies nativas introducidas (*Bixa orellana*, *Leucaena esculenta*, *Mangifera indica*, *Persea americana*). El eje DCA2 tuvo una longitud y diversidad beta de 3.4 SD unidades, lo que indica que a pesar de que existen sitios opuestos en la gráfica, como 7 y 12, estos contienen especies en común.

Composición de especies a nivel local y de paisaje.- Los gráficos Jaccard (presencia-ausencia) y Bray-Curtis (abundancias) presentaron distancias similares entre los tramos de estudio (Figura 6). La ordenación de tramos fue similar al identificado con el análisis DCA dado que la distancia mayor se presentó entre zonas ribereñas de vegetación secundaria y asentamientos humanos. Los tramos de la microcuenca San Agustín en asentamientos humanos aparecieron en el lado derecho del gráfico y con distancias relevantes entre ellos. Los tramos de la microcuenca Chacona aparecieron relativamente cercanos, pese a diferencias de uso de suelo. La microcuenca Sabinal mostró distancias menores entre tramos contenidos dentro de vegetación secundaria y pastos y

cultivo. Tramos de esta microcuenca en asentamientos humanos coincidieron espacialmente con tramos de asentamientos humanos de otras microcuencas.

El análisis PERMANOVA identificó diferencias significativas en la comunidad vegetal entre microcuencas ($P = 0.0069$, Pseudo-F = 1.7618). Las diferencias significativas se encontraron entre las microcuencas Chacona y San Agustín ($P = 0.017$), y Sabinal y San Agustín ($P = 0.048$). Este análisis no detectó diferencias por uso de suelo ya que este factor obtuvo un valor de P elevado ($P > 0.51$), y su componente de variación fue negativo, por lo que se asoció a este factor con los residuales como sugiere Anderson et al. (2008).

El análisis SIMPER corroboró diferencias encontradas con el análisis PERMANOVA entre microcuencas. La disimilitud mayor en abundancia y composición de especies se presentó entre las microcuencas Sabinal y San Agustín con 81.4 %, seguida de Chacona y San Agustín con 79.5 %, y Sabinal y Chacona con 76 %. Estos porcentajes de disimilitud estuvieron constituidos por muchas especies con contribuciones pequeñas. Dentro de la disimilitud de especies abundantes se observó a *Cordia dentata*, *Enterolobium cyclocarpum* y *Salix humboldtiana* que estuvieron presentes solamente en la microcuenca Chacona. *Mosannonna depressa* y *Brosimum alicastrum* estuvieron presentes solamente en las microcuencas Sabinal y San Agustín. Por otro lado, existen especies que contribuyen a la similitud dentro de cada microcuenca (Cuadro 5). El porcentaje de similitud es bajo para los tres grupos. Esto indica que sólo algunas especies estuvieron presentes en los diferentes usos de suelo de cada microcuenca; y mientras que en Chacona y Sabinal se registró un mayor número de especies dentro de este porcentaje, en San Agustín solamente se reportó a tres especies. De estas ninguna representó una tasa elevada. La tasa (Sim/SD) es la contribución de cada especie dividida entre la desviación estándar (Clarke y Gorley, 2006). En la microcuenca Sabinal *Inga vera* reportó una tasa elevada, lo que significa que esta especie estuvo presente en casi todos los tramos de muestreo; mientras que *Taxodium mucronatum* representó un

porcentaje de contribución alto pero con una tasa pequeña, por lo que se estima estuvo presente en pocos lugares pero con una abundancia considerable. Las especies *Tabebuia rosea*, *Guazuma ulmifolia* y *Cordia dentata* de la microcuenca Chacona tuvieron una tasa elevada, lo que se considera que estas especies tipifican a este grupo.

Discusión

En un contexto de gradiente urbano-rural, elementos del paisaje como cuerpos de agua y zonas ribereñas tienen una fuerte presión antrópica. Tan sólo en México 73 % de los sistemas acuáticos muestran algún tipo de contaminación o degradación (Mendoza-Cariño *et al.*, 2014). Las diferencias encontradas con el RQI, en las variables físicas locales y de paisaje, y en la composición de especies entre usos de suelo y microcuencas sugieren que el proceso de cambio de uso de suelo, dado el crecimiento urbano de la zona de estudio, está alterando la calidad de las zonas ribereñas. Los resultados de la evaluación de las riberas sugieren que el uso de suelo adyacente influye en la condición de estas zonas, lo cual también ha sido demostrado por otros estudios (Aguiar y Ferreira, 2005; Meek *et al.*, 2010). Por ejemplo, las zonas ribereñas adyacentes a vegetación secundaria presentaron una condición mejor debido a una menor presión antrópica. Estos tramos mostraron un mayor porcentaje de cobertura de dosel, una mayor presencia de materia orgánica y hojarasca, y una mayor proporción de plántulas en comparación con las franjas ribereñas adyacentes a pastos y cultivos y asentamientos humanos. Estas variables coinciden con lo estipulado por Corbacho *et al.* (2003) sobre elementos que dan una mayor condición natural al sistema y refieren una menor presencia antrópica. Las zonas ribereñas adyacentes a pastos y cultivos tuvieron una condición mala a moderada, probablemente causada por la compactación del suelo por la actividad de pastoreo y la presión por el espacio agrícola (Zepeda-Castro *et al.*, 2002; Valero *et al.*, 2014).

Las riberas de tramos adyacentes a asentamientos humanos fueron las más impactadas probablemente por el uso y la ocupación de este espacio de forma permanente. Estos resultados coinciden con lo reportado por Kutschker *et al.* (2009), quienes señalan que los usos con consecuencias más severas sobre el corredor ribereño son las pasturas y las urbanizaciones. Asimismo, estos tramos presentaron algún grado de pavimentación y compactación, lo que no solo tiene afectaciones en la calidad del agua de arroyos (Paul y Meyer, 2001; Walsh *et al.*, 2005), sino también en la funcionalidad de las riberas al alterar su capacidad de inundación y de hábitat para las especies (Lytle y Merritt, 2004; González-del-Tánago y García-de-Jalón, 2006). Esto coincide con lo señalado por Walsh *et al.* (2001, 2005) sobre las superficies impermeables que son las que propician una mayor degradación del ecosistema fluvial, así como son un excelente indicador de la intensidad urbana (Wang *et al.*, 2000). Los tramos de la microcuenca San Agustín, que presenta el mayor porcentaje de área urbana, estuvieron asociados a esta variable, incluso los adyacentes a vegetación secundaria. Esto puede explicarse por su uso recreativo, lo que genera compactación por el paso de vehículos y personas, lo cual degrada a la vegetación (González-del-Tánago y García-de-Jalón, 2007). En cuanto al impacto causado por modificaciones a los bancos, éste se manifiesta principalmente con el ensanchamiento del canal (Gregory *et al.*, 1992) o con la elevación de la altura de las orillas y la presencia de muros y paredes, que contribuyen en la función de contención y que pueden alterar el flujo del canal (Rodríguez y Ramírez, 2014). Las zonas ribereñas adyacentes a asentamientos humanos de las microcuencas Sabinal y San Agustín exhibieron este patrón. Por otro lado, las franjas ribereñas de la microcuenca Chacona presentaron una configuración menos alterada al tener poco o nulo revestimiento del substrato en sus diferentes usos de suelo. Se observó que estas franjas aparecieron como una extensión del huerto o patio de las casas colindantes. Sin embargo, estas zonas ribereñas presentaron una mayor relación con la variable banco erosionado, que es

indicativo de flujos altos e inestabilidad de los bancos (Harding *et al.*, 2009). La vegetación ribereña brinda una mayor estabilidad ya que las orillas sin vegetación son más propensas a la erosión (Naiman y Decamps, 1997).

El efecto antrópico sobre la comunidad vegetal leñosa se observó tanto en la diversidad como en la composición de especies. La mayor riqueza y diversidad de especies se encontró en tramos adyacentes a vegetación secundaria, seguida de pastos y cultivos y luego de asentamientos humanos, lo que ha sido relacionado con efectos de cambio de uso de suelo y ocupación de la zona ribereña (Aguilar y Ferreira, 2005; Meek *et al.*, 2010; Méndez-Toribio *et al.*, 2014). Igualmente, se encontró una relación positiva entre la calidad de la zona ribereña (RQI) y la riqueza (S) ($R^2 = 0.71$) y la diversidad (H') ($R^2 = 0.72$), lo que corrobora la hipótesis de una relación entre la calidad de la zona ribereña y la diversidad de especies (Figura 7). Además, el sitio con mayor RQI presentó la mayor riqueza y proporción de especies sólo encontradas en este sitio. Esto sugiere una diversidad asociada con sitios más alejados de asentamientos humanos, condición cada vez menos frecuente en esta subcuenca. Sin embargo, especies en alguna categoría de conservación, como es el caso de *Pistacia mexicana* y *Taxodium mucronatum*, pueden encontrarse en una zona conservada de la cuenca media, y a la vez aparecer como especie relicto en una zona perturbada con vegetación remanente en la cuenca baja. Esto sugiere que las estrategias de conservación y restauración no solo deben enfocarse a sitios en buen estado, sino asegurar una continuidad longitudinal, incluso en zonas con considerable presión antrópica.

Por otro lado, la composición de especies también mostró estar asociada con el uso del suelo a escala local. Las zonas ribereñas en vegetación secundaria obtuvieron un ensamblaje con especies nativas y propias de vegetación ribereña. Conforme avanzó el gradiente por el uso de suelo, se observó un reemplazo de especies nativas por introducidas, así como una mezcla con la vegetación adyacente. Esto implica que la pérdida de vegetación por el establecimiento de zonas

de cultivo y urbanización genera fragmentación, lo que expone a las especies al efecto de borde y por tanto a alteraciones de radiación, viento, flujo de agua y nutrientes (Murcia, 1995), alterando así su composición. Probablemente este proceso de fragmentación explica la presencia de especies del BTC y BTSC en zonas ribereñas. Además los cambios en las condiciones del suelo en zonas urbanas, que incluyen acidificación y presencia de contaminantes, puede también afectar la composición de especies (Huang *et al.*, 2013). Asimismo, la mayor presencia de especies exóticas en asentamientos humanos se podría explicar, en parte, por la introducción hecha por campesinos o de quienes hacen uso de las zonas ribereñas (Sunil *et al.*, 2010). Esta situación conlleva al reemplazo paulatino de especies nativas por alóctonas afectando a la composición de especies nativas y la diversidad de la comunidad vegetal (Burton *et al.*, 2005; Rodríguez-Téllez *et al.*, 2012; White *et al.*, 2014).

Las microcuencas estudiadas también difirieron en la abundancia y composición de especies leñosas, probablemente por el proceso de urbanización. El análisis PERMANOVA detectó que la microcuenca San Agustín difiere de las microcuencas Sabinal y Chacona. A pesar que la microcuenca San Agustín presentó una mayor cobertura de vegetación secundaria en su área de drenaje (Cuadro 1), esto no necesariamente implica que estas áreas estén conservadas, probablemente por la presión de cambio de uso de suelo a urbanización (Pineda-López *et al.*, 2015). Dado que la microcuenca San Agustín tiene el mayor porcentaje de urbanización, así como los tramos de asentamientos humanos están ubicados más cerca de la zona núcleo de la zona metropolitana de Tuxtla-Gutiérrez, en ocasiones presentaron una incipiente vegetación leñosa, por lo que resultó estadísticamente diferente con respecto a las microcuencas Sabinal y Chacona. Dentro de la similitud de especies para cada microcuenca, se observó la presencia de *Tabebuia rosea* y *Guazuma ulmifolia* como especies en común de las tres microcuencas, lo que denota características de perturbación debido a la presencia de especies secundarias. Además, en

la microcuenca San Agustín la presencia de *Mangifera indica* entre las especies más abundantes sugiere que esta microcuenca está bajo una mayor presión antrópica. Las especies que fueron exclusivas para cada una de las microcuencas podrían estar suministrando estructura a la comunidad vegetal y por lo tanto, su papel debe ser investigado con mayor profundidad.

Este estudio nos permite visualizar los efectos de la variabilidad espacial y temporal (Martin *et al.*, 2012) a la que están sometidas las zonas ribereñas. La variabilidad espacial está dada por el contexto en el que están inmersas las zonas ribereñas y la variabilidad temporal ocurre porque las perturbaciones suceden de forma rápida, sobre todo en regiones urbanizadas. Cinco meses después de llevar a cabo nuestra evaluación visitamos otra vez dos sitios muestreados y vimos nuevas modificaciones sobre la zona ribereña. Ante una dinámica tan rápida de uso y provisión de los servicios ambientales es pertinente explorar premisas como las formuladas por McMahon y Cuffney (2000) en referencia a que las características del paisaje y de una microcuenca no solamente reflejan el contexto físico y geográfico, sino también las decisiones asociadas con las prioridades y valores de las personas que viven en esta región. Por esto, las estrategias de manejo y conservación necesitan desarrollarse a un nivel local, con el entendimiento e involucramiento de los actores a este mismo nivel, ya que las decisiones que hacen se ven reflejadas en los múltiples usos que llevan a cabo de las zonas ribereñas.

Agradecimientos

Se agradece al Herbario Eizi Matuda de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH) por las facilidades para el procesamiento de muestras e identificación de especímenes. Al Laboratorio Transdisciplinario de la Sustentabilidad; a D. A. Navarrete y V. Escamilla del Laboratorio de Análisis de Información Geográfica y Estadística (LAIGE) de ECOSUR. A. de J. Flores Ruíz por el apoyo en el trabajo de campo y S. Simeón Ovando por las

gestiones en el Comité de Cuenca. A F. Ocaña Borrego por la asistencia en el análisis estadístico. A ejidatarios de Plan de Ayala, Viva-Cárdenas y 16 de Septiembre, así como a propietarios particulares, quienes permitieron el acceso y apoyaron para llevar a cabo los muestreos. E. Díaz-Pascacio, agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada No. 308428 para estudios de posgrado y a la Universidad Autónoma de Chiapas por la consecución final de este estudio.

Literatura citada

- Aguiar F.C., Ferreira M.T. 2005. Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environ. Conserv.* **32**:30-41.
- Allan J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **35**:257-284.
- Anderson M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* **26**:32-46.
- Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E. Plymouth, UK.
- Breedlove D. 1981. *Flora of Chiapas. Part I: Introduction fo the flora of Chiapas*. San Francisco, California: California Academy of Sciences.
- Brooks R.P., Wardrop D.H., Bishop J.A. 2004. Assessing wetland condition on a watershed basis in the mid-Atlantic region using synoptic land-cover maps. *Environ. Monit. Assess.* **94**:9-22.

- Bruno D., Belmar O., Sánchez-Fernández D., Guareschi S., Millán A., Velasco J. 2014. Responses of Mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spatial scales. *Ecol. Indic.* **45**:456-464.
- Burton M.L., Samuelson L.J., Pan S. 2005. Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient. *Urban Ecosyst.* **8**:93-106.
- Charron I., Lalonde O., Roy A.G., Boyer C., Turgeon S. 2008. Changes in riparian habitats along five major tributaries of the Saint Lawrence River, Québec, Canada: 1964-1997. *River Res. Appl.* **24**:617-631.
- Clarke K.R., Ainsworth M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **92**:205-219.
- Clarke K.R., Gorley R.N. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E. Plymouth, UK.
- Corbacho C., Sánchez J.M., Costillo E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a mediterranean area. *Agric. Ecosyst. Environ.* **95**:495-507.
- Defries R.S., Foley J.A., Asner G.P. 2004. Land-use choice : balancing human needs and ecosystem function. *Front. Ecol. Environ.* **2**:249-257.
- Dufour S., Rinaldi M., Piégay H., Michalon A. 2015. How do river dynamics and human influences affect the landscape pattern of fluvial corridors? Lessons from the Magra River, Central-Northern Italy. *Landsc. Urban Plan.* **134**:107-118.

Espinosa-Jiménez J.A., López-Cruz A., Pérez-Farrera M.Á., López S. 2014. Inventario florístico de la cañada La Chacona-Juan Crispín y zonas adyacentes, Depresión Central de Chiapas, México. *Bot. Sci.* **92**:205-241.

Ewel K.C., Cressa C., Kneib R.T., Lake P.S., Levin L.A., Palmer M.A., Snelgrove P., Wall D.H. 2001. Managing critical transition zones. *Ecosystems* **4**:452-460.

Fernandes J. de F., de Souza A.L.T, Tanaka M.O. 2014. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia* **724**:175-185. [consultado 31 agosto 2015]. <http://link.springer.com/10.1007/s10750-013-1732-1>

García E. 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen* (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). México, D.F.

González-del-Tánago M., García-de-Jalón D. 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica* **25**:389-402.

González-del-Tánago M., García-de-Jalón D. 2007. *Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos*. España: Ministerio de medio ambiente.

González-del-Tánago M., García-de-Jalón D. 2011. Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica* **30**:235-254.

González-del-Tánago M., García-de-Jalón D., Lara F., Garilletei R. 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ing. Civ.* **143**:97-108.

Gordillo-Ruíz M.C., Castillo-Santiago M.A. Es la migración rural una solución a la deforestación?. Un estudio de caso en la cuenca del Río Sabinal en Chiapas, México. *Ecosistemas y Recur. Agropecu.* En prensa.

Gordon N.D., McMahon T.A., Finlayson B.L., Gippel C.J., Nathan R.J. 2004. *Stream hydrology an introduction for ecologists*. 2nd ed. John Wiley & Sons. Chichester, UK.

Gregory K.J., Davis R.J., Downs P.W. 1992. Identification of river channel change to due to urbanization. *Appl. Geogr.* **12**:299-318.

Gregory S.V., Swanson F.J., Mckee W.A., Cummins K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* **41**:540-551.

Groffman P.M., Bain D.J., Band L.E., Belt K.T., Brush G.S., Grove J.M., Pouyat R.V., Yesilonis I.C., Zipperer W.C. 2003. Down by the riverside: urban riparian ecology. *Front. Ecol. Environ.* **1**(6):315-321.

Hammer Ø., Harper D.A., Ryan P. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Electron.* **4**(1):9.

Harding J., Clapcott J., Quinn J., Hayes J., Joy M., Storey R., Greig H., Hay J., James T., Beech M., et al. 2009. *Stream habitat assessment protocols for wadeable rivers and streams of New Zealand*. Christchurch, New Zealand: School of Biological Sciences, University of Canterbury.

Hill M.O., Gauch H.J.Jr. 1980. Detrended Correspondence Analysis: An improved ordination technique. *Vegetation* **42**:47-58.

Hlúbiková D., Novais M.H., Dohet A., Hoffmann L., Ector L. 2014. Effect of riparian vegetation on diatom assemblages in headwater streams under different land uses. *Sci.Total Environ.* **475**:234 - 247.

Huang L., Chen H., Ren H., Wang J., Guo Q. 2013. Effect of urbanization on the structure and functional traits of remnant subtropical evergreen broad-leaved forests in South China. *Environ. Monit. Assess.* **185**:5003-5018.

[INEGI] Instituto Nacional de Geografía y Estadística. 2015. Carta hidrográfica RH30E. Escala 1:50 000. http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/hidrologia/regiones_hidrograficas.aspx. [Consultado Febrero 2015].

[INESA]. Instituto Estatal del Agua. 2013. *Plan de gestión y manejo integral de la cuenca del Río Sabinal*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. p. 119.

Instituto Smithsonian. National Museum of Natural History (NMNH). [consultado septiembre 2015]. <http://collections.nmnh.si.edu/search/botany/>

Kutschker A, Brand C, Miserendino ML. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecol. Austral* 19:19-34.

Lyon J., Gross N.M. 2005. Patterns of plant diversity and plant-environmental relationships across three riparian corridors. *For. Ecol. Manage.* **204**:267-278.

Lytle D.A., Merritt D.M. 2004. Hydrologic regimes and riparian forests: a structured population model for cottonwood. *Ecology* **85**:2493-2503.

Martin C.J.B., Allen B.J., Lowe C.G. 2012. Environmental impact assessment : detecting changes in fish community structure in response to disturbance with an asymmetric multivariate BACI sampling design *Environmental Impact Assessment: Detecting Changes in Fish. Bull. South. Calif. Acad. Sci.* **111**:119-131.

McDonnell M.J. 2011. The history of urban ecology: an ecologist's perspective. En: Niemelä J., Breuste J.H., Guntenspergen G., McIntyre N.E., Elmqvist T., James P., editores. *Urban ecology: patterns, processes and applications*. Oxford University Press. Oxford. p. 392.

McDonnell M.J., Pickett S.T.A. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients : An unexploited opportunity for ecology. *Ecology* **71**:1232-1237.

McMahon G., Cuffney T.F. 2000. Quantifying urban intensity in drainage basins for assessing stream ecological conditions. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **36**:1247-1261.

McPhearson T., Pickett S.T.A., Grimm N.B., Niemelä J., Alberti M., Elmqvist T., Weber C., Haase D., Breuste J., Qureshi S. 2016. Advancing urban ecology toward a science of cities. *Bioscience* **66**:198-212.

Meek C.S., Richardson D.M., Mucina 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. *Biol. Conserv.* **143**:156-164.

Méndez-Toribio M., Zermeño-Hernández I., 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 Ecol.* **215**:285-296.

Mendoza-Cariño M., Quevedo-Nolasco A., Bravo-Vinaja A., Flores-Magdaleno H., De-la-Isla-de-Bauer M.L., Gavi-Reyes F., Zamora-Morales B.P. 2014. Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva ley general de aguas de México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* **30**:407-414.

Meyer W.B., Turner B.L. 1994. *Changes in land use and land cover: a global perspective*. Cambridge University Press. New York.

Miranda F., Hernández-X E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín la Soc. Botánica México* **28**:29-179.

Moffatt S.F., McLachlan S.M., Kenkel N.C. 2004. Impacts of land use on riparian forest along an urban-rural gradient in southern Manitoba. *Plant Ecol.* **174**:119-135.

Moreno C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T - Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Primera ed. Zaragoza.

Mostacedo B., Fredericksen T.S. 2000. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. El País. Santa Cruz, Bolivia.

Munné A., Prat N., Solá C., Bonada N., Rieradevall M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **13**:147-163. [consultado 23 septiembre 2014].

<http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.529>

Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* **10**:58-62.

Naiman R.J., Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **28**:621-658.

Naiman R.J., Décamps H., McClain M.E. 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier. London, UK.

Naiman R.J., Décamps H, Pollock M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecol. Appl.* **3**:209-212.

Niemelä J. 1999. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosyst.* **3**:57-65.

Oksanen J. 2013. *Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial*. p. 1-43.

Paul M.J., Meyer J.L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **32**:333-365.

Periódico Oficial No. 339. 2011. *Programa de ordenamiento de la zona metropolitana de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas*. p. 17.

Petersen R.C.Jr. 1992. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshw. Biol.* **27**:295-306.

Pineda-López R., Córdova-Athanasiadis M., Pérez-Munchía R., Luna-Soria H., García-Rubio O., Molina I., Díaz-Pereira A. 2015. Construyendo otra oportunidad para el Río Sabinal, Chiapas, mediante un plan de manejo estratégico de su subcuenca. En: Burgos A.L., Bocco G., Sosa-Ramírez J., editores. *Dimensiones sociales en el manejo de cuencas*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. p. 318.

Ramamoorthy T.P., Bye R., Lot A., Fa J. 1998. *Diversidad biológica de México, orígenes y distribución*. Primera edición. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.

Reis D., Plangg R., Tundisi J., Quevedo D. 2015. Physical characterization of a watershed through GIS: a study in the Schmidt stream, *Brazil. Braz. J. Biol.* **75**:S16-S29.

Rheinhardt R.D., Brinson M.M., Christian R.R., Miller K.H., Meyer G.F. 2007. A reference-based framework for evaluating the ecological condition of stream networks in small watersheds. *Wetlands* **27**:524-542.

Rodríguez N., Ramírez A. 2014. *Protocolo de evaluación visual de quebradas para Puerto Rico*. Universidad de Puerto Rico, recinto de Río Piedras. Versión Mayo 2014. p. 30.

Rodríguez-Téllez E., Dominguez-Caballeros P.A., Pompa-García M., Quiroz-Arratia J.A., Pérez López M.E. 2012. Calidad del bosque de ribera del río El Tunal , Durango, México, mediante la aplicación del índice QBR. *Gayana Botanica* **69**:147-151.

[SEDESOL], CONAPO, INEGI. Secretaría de Desarrollo Social. 2012. *Delimitación de las zonas metropolitanas de México 2010*. Primera ed. México, D.F. p. 191.

SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana 059.

http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf

[consultado 30 noviembre 2015].

Sunil C., Somashekar R.K., Nagaraja B.C. 2010. Riparian vegetation assessment of Cauvery River Basin of South India. *Environ. Monit. Assess.* **170**:545-553.

Ter Braak C.J.F. 1995. Ordination. En: Jongman R.H.G., Ter Braak C.J.F., Van Tongeren O.F.R., editores. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. p. 91-173.

Townsend C.R. 1996. Concepts in river ecology: pattern and process in the catchment hierarchy. *Arch. für Hydrobiol.* **113**:3-21.

Tropicos.org. Garden, Missouri Botanical. <http://www.tropicos.org> [consultado 15 septiembre 2015].

UICN. 2015. IUCN Red List Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/search> [consultado 20 octubre 2015].

Valero E., Picos J., Álvarez X. 2014. Characterization of riparian forest quality of the Umia River for a proposed restoration. *Ecol. Eng.* **67**:216-222. [consultado 24 febrero 2015].
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092585741400144X>

Vande Kamp K., Rigge M., Troelstrup N.H.J., Smart A.J., Wylie B. 2013. Detecting channel riparian vegetation response to best-management-practices implementation in ephemeral streams with the use of spot high-resolution visible imagery. *Rangel. Ecol. Manag.* **66**:63-70.

Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M., Morgan II R.P. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J. North Am. Benthol. Soc.* **24**:706-723.

Walsh C.J., Sharpe A.K., Breen P.F., Sonneman J.A. 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. benthic macroinvertebrate communities. *Freshw. Biol.* **46**:535-551.

Wang L., Lyons J., Kanehl P., Bannerman R., Emmons E. 2000. Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **36**:1173-1189.

Wardrop D.H., Bishop J.A., Easterling M., Hychka K., Myers W., Patil G.P., Taillie C. 2005. Use of landscape and land use parameters for classification and characterization of watersheds in the mid-Atlantic across five physiographic provinces. *Environ. Ecol. Stat.* **12**:209-223.

White R.J., Carreiro M.M., Zipperer W.C. 2014. Woody plant communities along urban, suburban, and rural streams in Louisville, Kentucky, USA. *Urban Ecosyst.* **17**:1061-1094.

Zepeda-Castro H., Gómez-Tagle Rojas A.F., Chávez-Huerta Y. 2002. Metodología rápida para la evaluación de ecosistemas riparios en zonas templadas. *Ing. Hidráulica en México* **17**:61-74.

Listado de cuadros

Cuadro 1. Porcentaje de coberturas o usos de suelo de las microcuencas de estudio.

Uso de suelo (%)	Sabinal	San Agustín	Chacona
Bosque primario	12	10	24
Vegetación secundaria	28	41	25
Pastos y cultivo	43	19	39
Asentamiento humano	16	28	11
Banco de Materiales	0.5	-	-
Carreteras	0.5	0.7	0.3

Cuadro 2. Atributos del Índice de Calidad Riparia (RQI)

Atributos estructurales

RQI1	Dimensiones del corredor ribereño
RQI2	Continuidad longitudinal, cubierta y patrones de distribución del corredor ribereño
RQI3	Composición y estructura de la vegetación ribereña

Atributos funcionales

RQI4	Regeneración natural
RQI5	Condición de las orillas
RQI6	Conectividad lateral de la zona de ribera con el canal
RQI7	Substrato y grado de alteración del corredor ribereño

Cuadro 3. Valores RQI y el estado ecológico de las riberas en los tramos de estudio.

ID	Coordenadas UTM	Microcuenca	Uso suelo	Valor RQI	Estado de Ribera
1	472254 E 1857862 N	Sabinal	AH	24	Malo
2	472854 E 1858062 N	Sabinal	AH	31	Malo
3	472071 E 1859693 N	Sabinal	PC	93	Moderado
4	470936 E 1860468 N	Sabinal	VS	112	Bueno
5	473631 E 1856128 N	Sabinal	VS	90	Moderado
6	475689 E 1853868 N	Sabinal	VS	107	Bueno
7	479468 E 1860968 N	Chacona	AH	60	Pobre
8	481290 E 1859949 N	Chacona	AH	44	Pobre
9	480250 E 1860584 N	Chacona	PC	50	Pobre
10	481337 E 1856344 N	Chacona	VS	62	Pobre
11	477074 E	San Agustín	AH	22	Malo

	1855608 N				
12	477690 E	San Agustín	AH	28	Malo
	1855278 N				
13	481149 E	San Agustín	AH	16	Malo
	1853385 N				
14	478905 E	San Agustín	PC	32	Malo
	1855056 N				
15	478980 E	San Agustín	VS	56	Pobre
	1855391 N				

Cuadro 4. Diversidad de vegetación leñosa ribereña por uso de suelo (promedio \pm SD) de VS: vegetación secundaria, PC: pastos y cultivo, AH: asentamiento humano. $*(P < 0.05)$

Índices de diversidad alfa	Uso de suelo			
	VS	PC	AH	<i>P</i>
Riqueza (<i>S</i>)*	40 \pm 9.36	22 \pm 8.14	15 \pm 6.82	0.007
Diversidad Shannon-Weiner (<i>H'</i>)*	3.27 \pm 0.37	2.56 \pm 0.24	2.25 \pm 0.44	0.009
Dominancia (<i>D</i>)*	0.056 \pm 0.03	0.113 \pm 0.03	0.153 \pm 0.08	0.034
Equidad	0.678 \pm 0.10	0.634 \pm 0.11	0.706 \pm 0.09	0.596

Cuadro 5. Especies representativas de cada microcuenca por su porcentaje de similitud.

Grupo (Similitud)	Especies	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Sabinal	<i>Inga vera</i>	3.15	11.18	11.18
26.17%	<i>Taxodium mucronatum</i>	0.76	10.25	21.43
	<i>Tabebuia rosea</i>	0.78	6.20	27.63
	<i>Sideroxylon persimile</i>	1.32	6.15	33.79
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	0.72	5.56	39.35
	<i>Mosannonna depressa</i>	0.74	4.68	44.03
	<i>Brosimum alicastrum</i>	0.78	4.32	48.35
	<i>Piper arboreum</i>	0.77	4.26	52.51
Chacona	<i>Tabebuia rosea</i>	3.14	13.49	13.49
34.12%	<i>Guazuma ulmifolia</i>	3.52	10.48	23.96
	<i>Cordia dentata</i>	4.47	9.60	33.56
	<i>Daphnopsis americana</i>	0.90	8.63	42.19
	<i>Lonchocarpus rugosus</i>	0.88	7.79	49.98
	<i>Salix humboldtiana</i>	0.90	5.95	55.93
San Agustín	<i>Mangifera indica</i>	1.05	17.69	17.69
20.54%	<i>Guazuma ulmifolia</i>	1.00	16.94	34.63
	<i>Tabebuia rosea</i>	0.98	16.92	51.55

Listado de figuras

Figura 1. Mapa de la subcuenca del río Sabinal y de las tres microcuencas de estudio: Sabinal, San Agustín y Chacona.

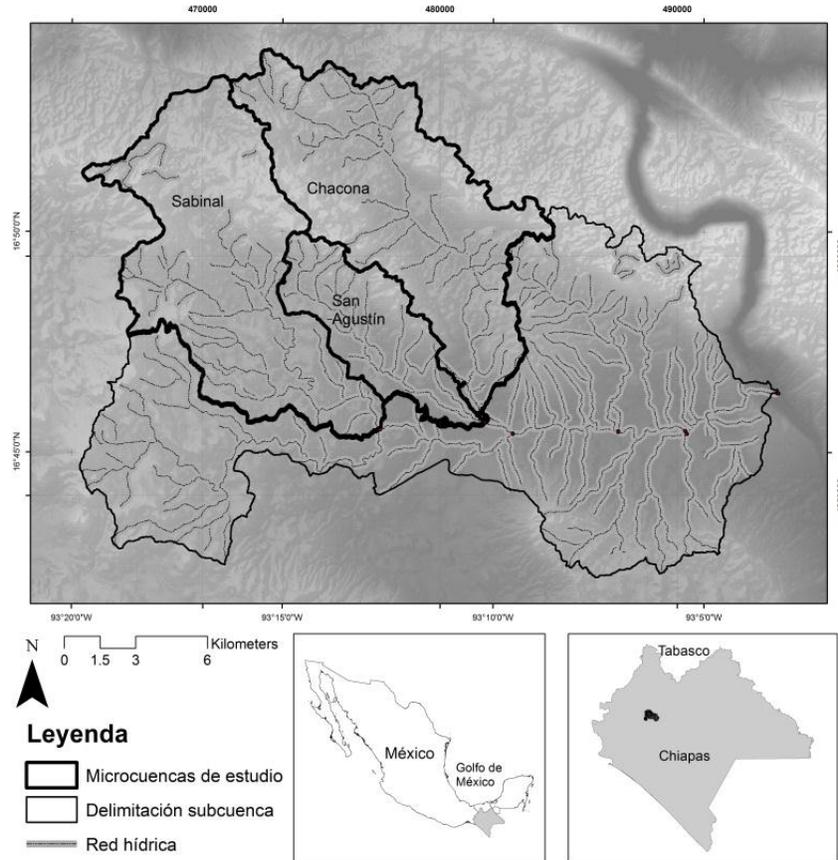


Figura 2. Valores de RQI por a) usos de suelo, VS: Vegetación secundaria, PC: Pastizal y cultivo, AH: Asentamiento humano, y b) microcuencas. Se presentan promedio y desviación estándar.

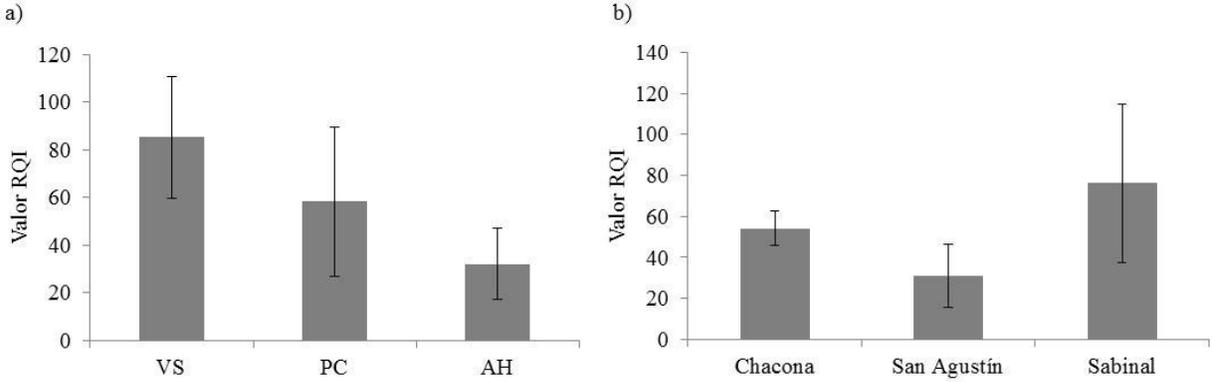


Figura 3. Evaluación de los atributos del RQI en los 15 tramos de estudio.

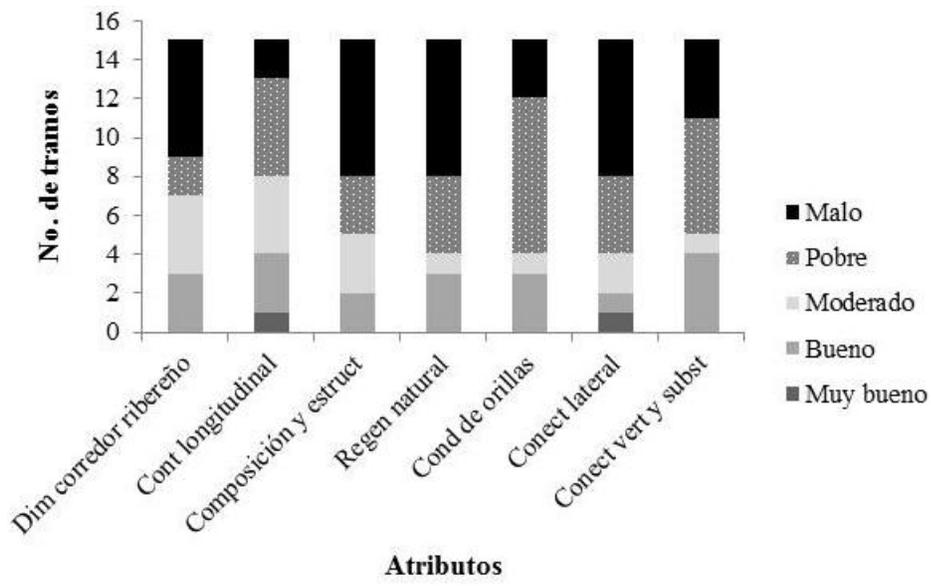


Figura 4. Análisis de Componentes Principales (PCA) de variables físicas locales y espaciales que describen a la zona ribereña. Alt_banco: Altura del banco; °P_banco: Pendiente del banco; %Pavim_compact: porcentaje de banco compactado o pavimentado; %Banco_erosion: porcentaje de banco erosionado; Ancho: anchura de la zona ribereña; Forma_banco: forma del banco; Altitud; Área de drenaje; Abund_plantu: abundancia de plántulas; %Cobert_dosel: porcentaje de cobertura de dosel; %Hojar y Mat_orga: porcentaje de hojarasca y materia orgánica; Ancho_prom_canal: ancho promedio del canal; °P_long: pendiente longitudinal, Pr: Precipitación anual. VS: Vegetación secundaria, PC: Pastos y cultivo, y AH: Asentamientos humanos.

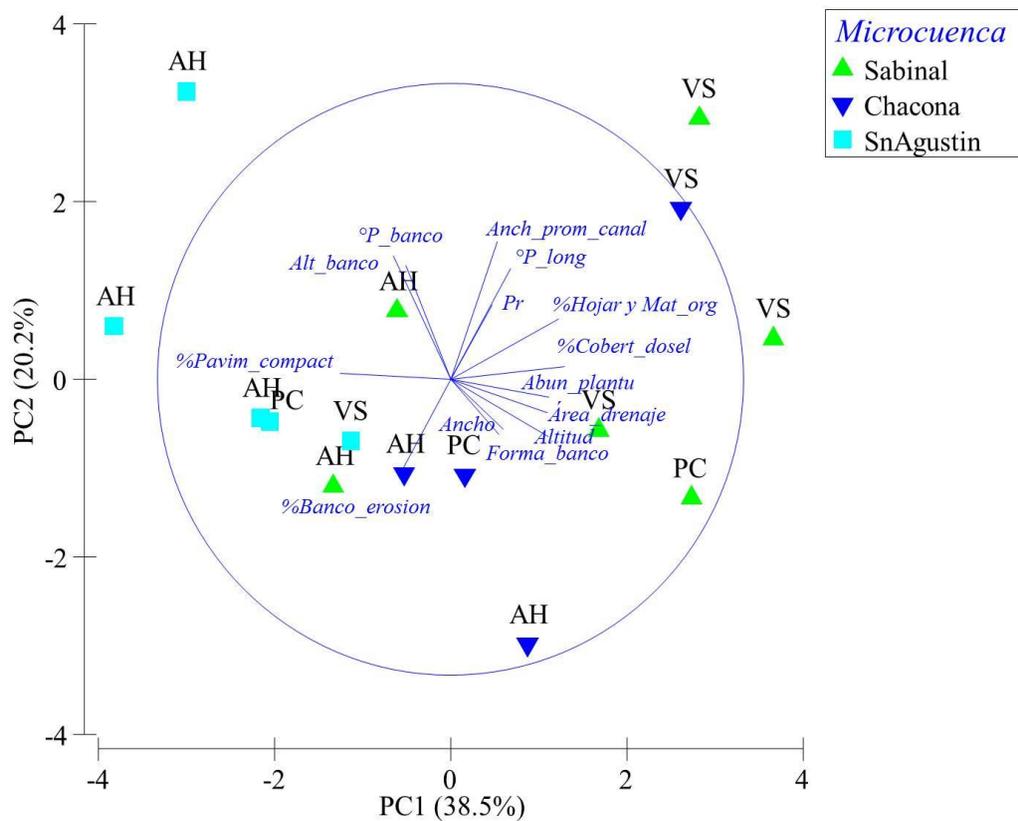


Figura 5. Gráfico *biplot* DCA. Ordenación de la composición de especies en gradiente longitudinal. Tramos de vegetación ribereña asociado por uso de suelo: números en verde con vegetación secundaria, azul a pastos y cultivo, y rojo a asentamientos humanos.

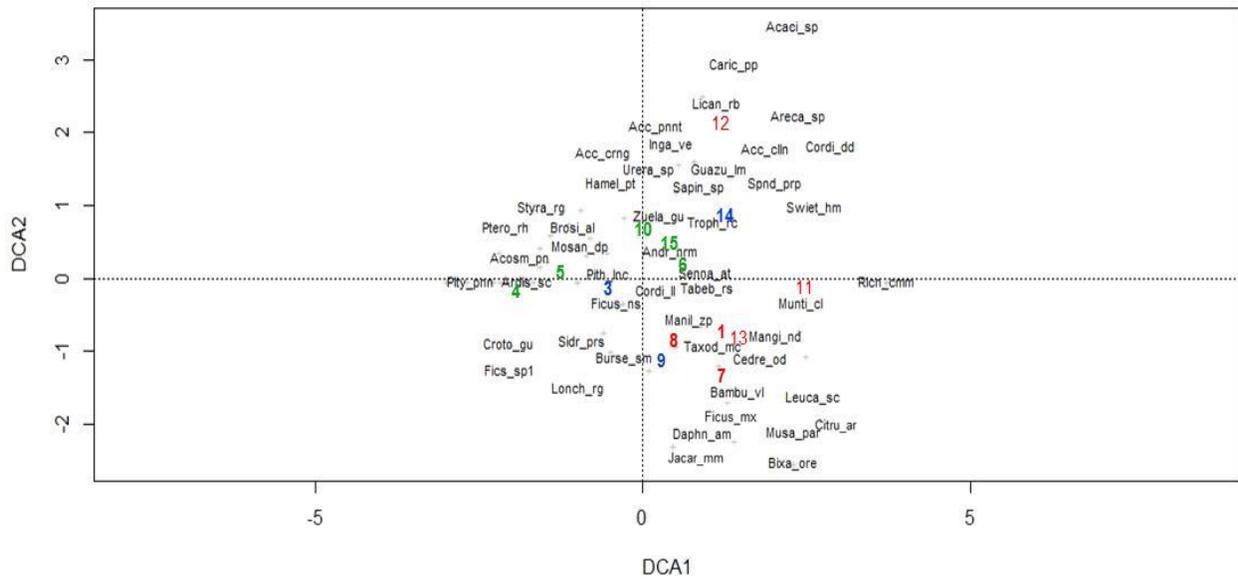


Figura 6. Análisis nMDS de los tramos de muestreo por uso de suelo y microcuencas con base a distancias Bray-Curtis.

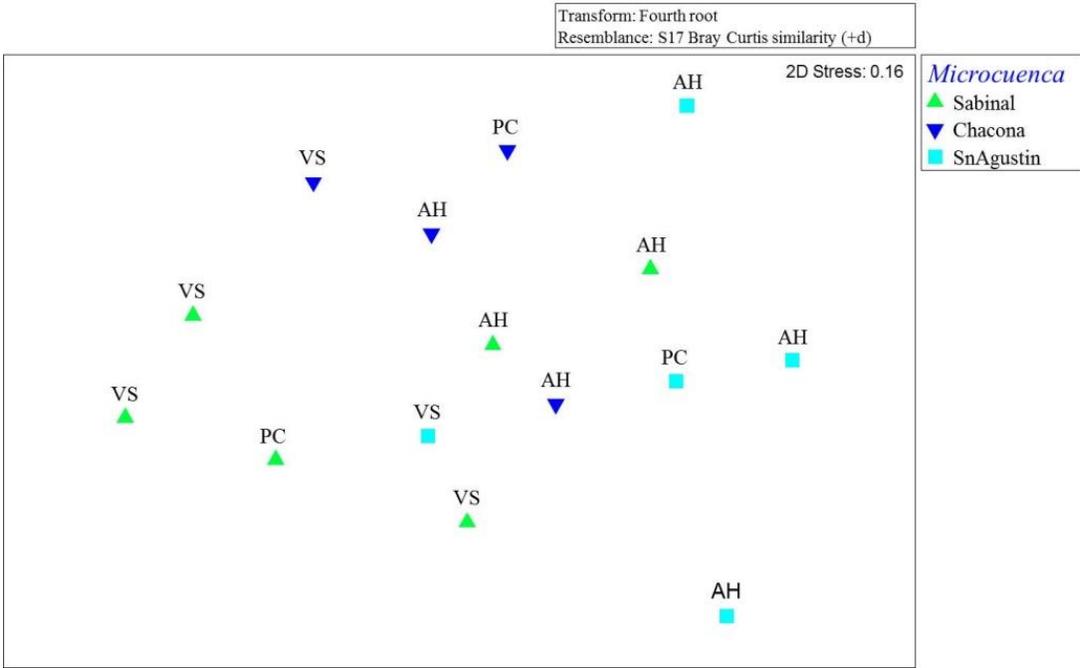
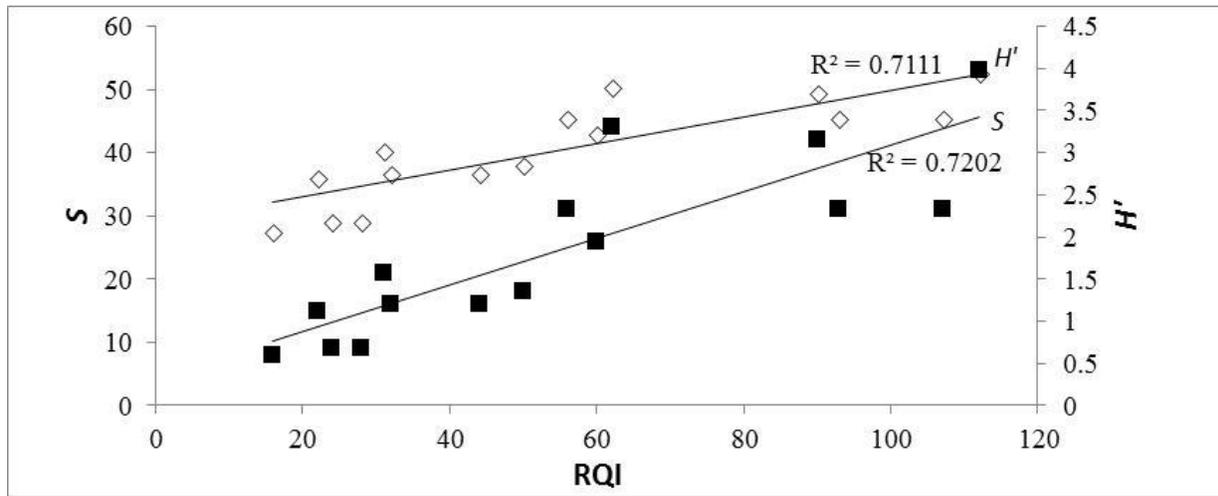


Figura 7. Relación positiva entre RQI, riqueza (S) y diversidad (H') en los tramos estudiados.



Listado de Apéndices

Apéndice 1. Caracterización de los tramos de estudio para la evaluación de las microcuencas a través del RQI. ID: Identificación del tramo, Alt: Altitud (msnm), RC: régimen del caudal, P: Perenne, I: Intermitente, Ord Canal: Orden del canal, Ocup de la ribera: Ocupación de la ribera en áreas abiertas, Uso Ad: Uso de suelo adyacente, AH: Asentamiento humano, PC: Pastos y cultivo, VS: Vegetación secundaria.

ID	Micro cuenca	Tipo de valle	Alt	RC	Ord canal	Ocupación de la ribera	Uso Ad
1	Sabinal	Estrecho Tipo 2 No confinado	860	I	3	Traspatio, área de escombros	AH
2	Sabinal	Estrecho Tipo 2 No confinado	856	P	3	Andador, Traspatio	AH
3	Sabinal	Estrecho Tipo 2 Parcial confinado	874	P	2	Cultivo	PC
4	Sabinal	Estrecho en V, Tipo 1-A	917	P	1	Área recreativa, andador	VS
5	Sabinal	Estrecho en U, Tipo 1-C	817	P	4	-	VS
6	Sabinal	Estrecho en U Tipo 1-C	692	P	4	Andador	VS
7	Chacona	Estrecho Tipo 2	831	I	3	Traspatio, potrero	AH
8	Chacona	Estrecho en U Tipo 1-C	810	I	3	Área recreativa, estacionamiento, traspatio	AH
9	Chacona	Estrecho Tipo 2	825	I	3	Potrero	PC
10	Chacona	Estrecho en U Tipo 1-C	661	I	3	Cultivo	VS
11	San Agustín	Estrecho Tipo 2	702	I	3	Traspatio, potrero, estacionamiento, área de escombros	AH

12	San Agustín	Estrecho en U Tipo 1-C	691	I	3	Andador, estacionamiento, área de escombros	AH
13	San Agustín	Estrecho Tipo 2	612	P	3	Andador	AH
14	San Agustín	Estrecho Tipo 2	669	P	2	Cultivo, potrero	PC
15	San Agustín	Estrecho Tipo 2	634	P	2	Área recreativa, estacionamiento	VS

Apéndice 2. Métodos utilizados para la caracterización de variables ambientales. Las mediciones fueron llevadas a cabo en la margen izquierda (MI) y margen derecha (MD) a inicio, medio y fin (I, M, y F) de cada tramo.

Variable	Unidad	Instrumento de medición	Método	Puntos de medición
Dimensiones de anchura, canal y alto del banco	m	Cinta métrica	González-del-Tánago y García-de-Jalón, 2011	MI (I, M, F) MD (I, M, F)
Cobertura de dosel	%	Densiómetro esférico	Lemmon, 1956	MI (I, M, F) MD (I, M, F)
Pendiente del banco	Grados (°)	Clinómetro Suunto	Harding <i>et al.</i> , 2009	MI (I, M, F) MD (I, M, F)
Diversidad de edades y regeneración natural (árboles y plántulas)	Clases de abundancia	Abundante, ocasional y ausente	Cuadrantes 2x2 m (Mostacedo y Fredericksen, 2000)	MI (I, M, F) MD (I, M, F)
Cobertura de hojarasca y materia orgánica	Clases de abundancia	Abundante, ocasional y ausente	Visual Método foto estándar (McGarry, 2008)	MI (I, M, F) MD (I, M, F)
Banco erosionado	%	Visual	González-del-Tánago y García-de-Jalón, 2011	Para todo el tramo (MI y MD)
Forma del banco	Categorías de naturalidad	Natural, rectificado, revestido (gavión), canalizado	González-del-Tánago y García-de-Jalón, 2011	Para todo el tramo (MI y MD)
Sustrato compactado, revestido o pavimentado	%	Visual	González-del-Tánago y García-de-Jalón, 2011	Para todo el tramo (MI y MD)
Pendiente longitudinal	Grados (°)	Diferencia de pendientes por DEM	SIG	MI (I – F) MD (I – F)
Altitud	UTM	GPS	-	-
Precipitación media (Pr)	mm	WorldClim BIO13	SIG	-
Área de drenaje	km ²	SIG	ArcSWAT (USDA)	-

3. Conclusiones

La condición de las zonas ribereñas en las microcuencas estudiadas es influenciada por el uso de suelo adyacente a una escala local y de paisaje. A nivel local, el RQI determinó la condición de las zonas ribereñas con base a la caracterización de atributos a nivel longitudinal, lateral y vertical, mostrando una mayor degradación en los tramos ribereños en pastos y cultivos y asentamientos humanos, y una mejor condición en los tramos en vegetación secundaria.

La influencia del uso de suelo a escala local se manifestó en los atributos asociados a cada uso de suelo. Los tramos ribereños en vegetación secundaria estuvieron asociados con una mejor condición de cobertura de dosel, materia orgánica y abundancia de plántulas. Por el contrario, los tramos en asentamientos humanos presentaron mayor compactación del suelo y pavimentación, lo que denota una degradación por efecto de la urbanización. Adicionalmente, los atributos relacionados con la conectividad lateral (altura y pendiente de los bancos, y ancho del canal) y condición de las orillas (erosión de los bancos) influyeron en la condición de las zonas ribereñas ya que también presentaron una contribución importante dentro de la variación del sistema. Para las microcuencas estudiadas, la asociación de estas variables contribuye a una línea base de conocimiento para generar propuestas de gestión. Por ejemplo, como sugiere la metodología del RQI, que en zonas ribereñas con estado pobre y malo necesitan implementarse medidas de rehabilitación o restauración que mejoren la función hidrológica y ecológica del sistema ribereño. Complementariamente, los tramos en estado bueno necesitan de la implementación de medidas de protección.

En cuanto al efecto antrópico sobre la comunidad vegetal leñosa, éste se reflejó tanto en la diversidad como en la composición de especies. La mayor riqueza y diversidad de especies se encontró en tramos adyacentes a vegetación secundaria, seguida de pastos y cultivos y luego de asentamientos humanos. En cuanto a la composición de especies leñosas, ésta varió en un gradiente de menor a mayor perturbación con la incorporación de especies nativas introducidas y exóticas, principalmente en tramos de asentamientos humanos (Anexo 1). Sin embargo, las zonas ribereñas mejor conservadas también registraron especies de vegetación adyacente, lo que habla de

una fuerte relación con el efecto de borde y por tanto de la influencia del uso de suelo adyacente. Contrariamente, a nivel paisaje, la composición de especies es más variada conforme aumenta la presencia del factor humano, lo que genera menos especies en común, por lo que aumenta la diversidad beta. Sin embargo, el proceso de urbanización sugiere una disminución en la abundancia y riqueza de especies por pérdida de hábitat. Los ensamblajes de especies en asentamientos humanos se vieron disminuidos, casi con una eliminación completa de vegetación leñosa. Algunos estudios adicionales sobre las comunidades vegetales podrían servir para reconocer el impacto de especies nativas introducidas o exóticas, así como para entender la función de especies que se registraron solamente en algunas de las microcuencas.

Dado que los estudios de ecosistemas urbanos siguen haciendo aportes a esta disciplina, este estudio reconoce que un contexto metropolitano puede incluir usos de suelo que van en un gradiente de un sistema natural perturbado, a uno agrícola o rural cada vez más perturbado, hasta la zona núcleo urbana.

Finalmente, la dinámica de uso y degradación de las zonas ribereñas sucede de forma rápida, aunado a la variabilidad espacial y temporal. Por esto, para planificar una estrategia de gestión integral de las cuencas, se debe considerar las decisiones, prioridades y valores de las personas que viven en la región. Por tanto, se sugiere que las estrategias de conservación y manejo sean desarrolladas con representatividad de los actores locales, ya que sus decisiones y los usos que dan a estas zonas se ven reflejados en la condición de la vegetación ribereña.

4. Literatura citada

- Acosta R, Ríos B, Rieradevall M, Prat N. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica* 28:35-64.
- Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuéllar P, Álvarez M, Avilés J, Bonada N, Casas J, Mellado A, Ortega M, Pardo I, Prat N, et al. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes 'BMWP'). *Limnetica* 21:175-185.
- Alberti M, Marzluff JM, Shulenberger E, Bradley G, Ryan C, Zumbrunnen C. 2003. Integrating human into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *Bioscience* 53:1169-1179.
- Allan JD. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35:257-284.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second Edi. Washington, D.C.
- Barquín J, Fernández D, Álvarez-Cabria M, Peñas F. 2011. Riparian quality and habitat heterogeneity assessment in Cantabrian rivers. *Limnetica* 30:329-346.
- Belletti B, Rinaldi M, Buijse AD, Gurnell AM, Mosselman E. 2015. A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environ. Earth Sci.* 73:2079-2100.
- Brooks RP, Wardrop DH, Bishop JA. 2004. Assessing wetland condition on a watershed basis in the mid-Atlantic region using synoptic land-cover maps. *Environ. Monit. Assess.* 94:9-22.
- Bruno D, Belmar O, Sánchez-Fernández D, Guareschi S, Millán A, Velasco J. 2014. Responses of Mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spatial scales. *Ecol. Indic.* 45:456-464.
- Bunn SE, Davies PM, Mosisch TD. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshw. Biol.* 41:333-345.
- Carrasco S, Hauenstein E, Peña-Cortés F, Bertrán C, Tapia J, Vargas-Chacoff L. 2014. Evaluación de la calidad de vegetación ribereña en dos cuencas costeras del sur de Chile mediante la aplicación del índice QBR, como base para su planificación y gestión territorial. *Gayana Bot.* 71:1-9.
- Charron I, Lalonde O, Roy AG, Boyer C, Turgeon S. 2008. Changes in riparian habitats along five major tributaries of the Saint Lawrence River, Québec, Canada: 1964-1997. *River Res. Appl.* 24:617-631.

- Chin A. 2006. Urban transformation of river landscapes in a global context. *Geomorphology* 79:460-487.
- Clinton BD, Vose JM, Knoepp JD, Elliott KJ, Reynolds BC, Zarnoch SJ. 2010. Can structural and functional characteristics be used to identify riparian zone width in southern Appalachian headwater catchments? *Can. J. For. Res.* 40:235-253. [accedido 2014 jun 16]. <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/X09-182>
- Cornell JE, Gutiérrez M, Wait DA, Rubio-Arias HO. 2008. Ecological characterization of a riparian corridor along the Río Conchos, Chihuahua, México. *Southwest. Nat.* 53:96-100.
- Correa-Gómez DF, Stevenson PR. 2010. Estructura y diversidad de bosques de galería en una sabana estacional de los llanos orientales colombianos (Reserva Tomo Grande, Vichada). *Orinoquia* 14:31-48.
- Dufour S, Rinaldi M, Piégay H, Michalon A. 2015. How do river dynamics and human influences affect the landscape pattern of fluvial corridors? Lessons from the Magra River, Central-Northern Italy. *Landsc. Urban Plan.* 134:107-118.
- Duncan A, Wagner S, Scoggins M, Richter A. 2011. Riparian reference condition: using regional plant composition to guide functional improvements in the City of Austin. *SR-11-13 Watershed Prot. Dep.*:1-22.
- Everard M, Moggridge HL. 2012. Rediscovering the value of urban rivers. *Urban Ecosyst.* 15:293-314. [accedido 2014 abr 21]. <http://link.springer.com/10.1007/s11252-011-0174-7>
- Ewel KC, Cressa C, Kneib RT, Lake PS, Levin L a., Palmer M a., Snelgrove P, Wall DH. 2001. Managing critical transition zones. *Ecosystems* 4:452-460.
- Fernandes J de F, de Souza ALT, Tanaka MO. 2014. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia* 724:175-185. [accedido 2015 ago 31]. <http://link.springer.com/10.1007/s10750-013-1732-1>
- Fernandes MR, Aguiar FC, Ferreira MT. 2011. Assessing riparian vegetation structure and the influence of land use using landscape metrics and geostatistical tools. *Landsc. Urban Plan.* 99:166-177. [accedido 2014 oct 1]. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204610002689>
- Fernández D, Barquín J, Álvarez-Cabria M, Peñas FJ. 2014. Land-use coverage as an indicator of riparian quality. *Ecol. Indic.* 41:165-174. [accedido 2015 ene 23]. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X14000600>
- Fernández D, Barquín J, Raven PJ. 2011. A review of river habitat characterisation methods: Indices vs. characterisation protocols. *Limnetica* 30:217-234.

- Fischer RA, Martin CO, Ratti JT, Guidice J. 2001. Riparian terminology: confusion and clarification. Washington, D.C.: USAE Research and Development Center.
- Forman RTT. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge: Cambridge University Press.
- González-del-Tánago M, García-de-Jalón D. 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica* 25:389-402.
- González-del-Tánago M, García-de-Jalón D. 2011. Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica* 30:235-254.
- González-del-Tánago M, García-de-Jalón D, Lara F, Garilletei R. 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ing. Civ.* 143:97-108.
- González-del-Tánago M, García-de-Jalón D, Martínez R. 2004. Caracterización geomorfológica de la red fluvial del alto y medio Guadiana. Madrid.
- Goodwin CN, Hawkins CP, Kershner JL. 1997. Riparian restoration in the western United States: Overview and perspective. *Restor. Ecol.* 5:4-14.
- Granados-Sánchez D, Hernández-García M., López-Ríos G. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Rev. Chapingo Ser. Ciencias For. y del Ambient.* 12:55-69.
- Gregory KJ, Davis RJ, Downs PW. 1992. Identification of river channel change to due to urbanization. *Appl. Geogr.* 12:299-318.
- Gregory S V, Swanson FJ, McKee WA, Cummins KW. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* 41:540-551.
- Groffman PM, Bain DJ, Band LE, Belt KT, Brush GS, Grove JM, Pouyat R V., Yesilonis IC, Zipperer WC. 2003. Down by the riverside: urban riparian ecology. *Front. Ecol. Environ.* 1:315-321.
- Gurnell A. 2014. Plants as river system engineers. *Earth Surf. Process. Landforms* 39:4-25. [accedido 2014 may 29]. <http://doi.wiley.com/10.1002/esp.3397>
- Hernández-Hernández JL. 2014. Caracterización de uso de suelo y evaluación de la calidad riparia del río Cacaluta, Acacoyagua, Chiapas, México. [Tesis de Maestría]. El Colegio de la Frontera Sur, 169 p.
- Innis SA, Naiman RJ, Elliott SR. 2000. Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. *Hydrobiologia* 422/423:111-131.

- Kauffman JB, Beschta RL, Otting N, Lytjen D. 1997. An ecological perspective of riparian and stream restoration in the western United States. *Fisheries* 22:12-24.
- Kutschker A, Brand C, Miserendino ML. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecol. Austral* 19:19-34.
- Lane EW. 1957. A study of the shape of channels formed by natural streams flowing in erodible material. Missouri River Division Sediment Series No. 9. Omaha, NE: U.S. Army Engineer Division, Missouri River, Corps of Engineers.
- Leopold LB, Wolman MG. 1957. River channel patterns: braided, meandering, and straight. U.S. Geological Survey Prof. Paper 282-B.
- Lyon J, Gross NM. 2005. Patterns of plant diversity and plant-environmental relationships across three riparian corridors. *For. Ecol. Manage.* 204:267-278.
- Maser C, Sedell JR. 1994. From the forest to the sea: the ecology of wood in streams, rivers, estuaries, and oceans. Delray Beach, Florida: St. Lucie Press.
- McDonnell MJ. 2011. The history of urban ecology: an ecologist's perspective. En: Niemelä J, Breuste JH, Guntenspergen G, McIntyre NE, Elmquist T, James P, editores. *Urban ecology: patterns, processes and applications*. Oxford: Oxford University Press. p. 392.
- McDonnell MJ, Pickett STA. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients : An unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71:1232-1237.
- McGarry D. 2008. A Methodology of a Visual Soil - Field Assessment Tool to the LADA program. Queensland, Australia.
- McPhearson T, Pickett STA, Grimm NB, Niemelä J, Alberti M, Elmquist T, Weber C, Haase D, Breuste J, Qureshi S. 2016. Advancing urban ecology toward a science of cities. *Bioscience* 66:198-212.
- Mead KE. 2009. The influence of land-use, environment, and socioeconomic factors on tree species distribution in Baltimore, Maryland. [Tesis de Maestría]. University of Maryland, 110 p.
- Méndez-Toribio M, Zermeño-Hernández I, 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 Ecol.* 215:285-296.
- Mendoza-Cariño M, Quevedo-Nolasco A, Bravo-Vinaja A, Flores-Magdaleno H, De-la-Isla-de-Bauer ML, Gavi-Reyes F, Zamora-Morales BP. 2014. Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva ley general de aguas de México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 30:407-414.

- Meyer WB, Turner BL. 1994. Changes in land use and land cover: a global perspective. New York: Cambridge University Press.
- Miller SJ, Wardrop DH, Harlan MM. 2009. Riparian plant communities as predictors of instream condition: a case study in the upper Penns Creek Watershed, Pennsylvania. *Bartonia* 64:19-35.
- Moffatt SF, McLachlan SM, Kenkel NC. 2004. Impacts of land use on riparian forest along an urban-rural gradient in southern Manitoba. *Plant Ecol.* 174:119-135.
- Munné A, Prat N, Solá C, Bonada N, Rieradevall M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 13:147-163. [accedido 2014 sep 23]. <http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.529>
- Naiman RJ, Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28:621-658.
- Naiman RJ, Décamps H, McClain ME. 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. London, UK: Elsevier.
- Naiman RJ, Décamps H, Pollock M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecol. Appl.* 3:209-212.
- Niemelä J. 1999. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosyst.* 3:57-65.
- Pardo I, Álvarez M, Casas J, Moreno JL, Vivas S, Bonada N, Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuellar P, Moya G, Prat N, et al. 2002. El habitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21:115-133.
- Petersen RCJ. 1992. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshw. Biol.* 27:295-306.
- Pickett STA, Kolasa J, Armesto JJ, Collins SL. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *OIKOS* 54:129-136.
- Posada-Posada MI, Arroyave-Maya M del P. 2015. Análisis de la calidad del retiro ribereño para el diseño de estrategias de restauración ecológica en el Río la Miel, Caldas, Colombia. *Rev. EIA* 12:117-128.
- Raven PJ, Holmes NTH, Dawson FH, Everard M. 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 8:477-499.
- Reis D., Plangg R, Tundisi J., Quevedo D. 2015. Physical characterization of a watershed through GIS: a study in the Schmidt stream, Brazil. *Braz. J. Biol.* 75:S16-S29.
- Rosgen DL. 1994. A classification of natural rivers. *Catena* 22:169-199.

- Sirombra MG, Mesa LM. 2012. A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. *Ecol. Indic.* 20:324-331.
- Townsend CR. 1996. Concepts in river ecology: pattern and process in the catchment hierarchy. *Arch. für Hydrobiol.* 113:3-21.
- Treviño-Garza EJ, Cavazos-Camacho C, Aguirre-Calderón OA. 2001. Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro sur de Nuevo León. *Madera y Bosques* 7:13-25.
- Turner II BL, Clark WC, Kates RW, Richards JF, Mathews JT, Meyer W. 1990. The earth as transformed by human action: Global and regional changes in the biosphere over the past 300 years. Cambridge: Cambridge University Press.
- Valero E, Picos J, Álvarez X. 2014. Characterization of riparian forest quality of the Umia River for a proposed restoration. *Ecol. Eng.* 67:216-222. [accedido 2015 feb 24]. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092585741400144X>
- Vande Kamp K, Rigge M, Troelstrup NHJ, Smart AJ, Wylie B. 2013. Detecting channel riparian vegetation response to best-management-practices implementation in ephemeral streams with the use of spot high-resolution visible imagery. *Rangel. Ecol. Manag.* 66:63-70.
- Vázquez G, García-Franco JG, Castillo G, Escobar F, Guillén A, Martínez ML, Mehlreter K, Novelo R, Pineda E, Sosa VF, et al. 2015. Ecosistema ribereños en un paisaje fragmentado. *CONABIO. Biodiversitas* 119:7-11.
- Walsh CJ, Roy AH, Feminella JW, Cottingham PD, Groffman PM, Morgan II RP. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J. North Am. Benthol. Soc.* 24:706-723.
- Wardrop DH, Bishop JA, Easterling M, Hychka K, Myers W, Patil GP, Taillie C. 2005. Use of landscape and land use parameters for classification and characterization of watersheds in the mid-Atlantic across five physiographic provinces. *Environ. Ecol. Stat.* 12:209-223.

5. Anexos

Anexo 1. Listado de especies encontradas en los tramos de estudio de zonas ribereñas conforme a su presencia por uso de suelo.

Familia	Género-Especie	Autoridad	VS	PC	AH	Nativa	
						Exótica	Introducida
1 Anacardiaceae	Mangifera indica	L.	X	X	X	X	
2 Anacardiaceae	Pistacia mexicana	Kunth		X	X		
3 Anacardiaceae	Spondias mombin	L.	X		X		
4 Anacardiaceae	Spondias purpurea	L.	X		X		
5 Anacardiaceae	Spondias sp.		X				
6 Annonaceae	Annona diversifolia	Saff.	X				X
7 Annonaceae	Annona lutescens	Saff.	X				
8 Annonaceae	Annona purpurea	Moc. & Sessé ex Dunal	X	X	X		
9 Annonaceae	Annona sp.		X				
10 Annonaceae	Mosannonna depressa	(Baill.) Chatrou	X	X			
11 Annonaceae	Rollinia sp.		X				
12 Annonaceae	Sapranthus sp.		X				
13 Apocynaceae	Plumeria rubra	L.	X				
14 Apocynaceae	Stemmadenia donnell-smithii	(Rose) Woodson	X				
15 Araliaceae	Dendropanax arboreus	(L.) Decne. & Planch.	X	X			
16 Araliaceae	Oreopanax xalapensis	(Kunth) Decne. & Planch.	X				
17 Arecaceae	Arecaceae sp.			X			
18 Asparagaceae	Yucca guatemalensis	Baker	X				
19 Asteraceae	Montanoa seleriana	B.L. Rob. & Greenm.	X	X			
20 Bignoniaceae	Amphitecna aff. montana	L.O. Williams	X				
21 Bignoniaceae	Godmania aesculifolia	(Kunth) Standl.	X				
22 Bignoniaceae	Jacaranda mimosifolia	D. Don		X		X	
23 Bignoniaceae	Tabebuia rosea	(Bertol.) DC.	X	X	X		
24 Bixaceae	Bixa orellana	L.			X		X
25 Boraginaceae	Cordia alliodora	(Ruiz & Pav.) Oken	X		X		
26 Boraginaceae	Cordia dentata	Poir.	X	X	X		X
27 Boraginaceae	Cordia dodecandra	DC.		X	X		X
28 Boraginaceae	Cordia sp.				X		
29 Boraginaceae	Ehretia tinifolia	L.	X				
30 Burseraceae	Bursera bipinnata	(DC.) Engl.			X		
31 Burseraceae	Bursera simaruba	(L.) Sarg.	X		X		
32 Cannabaceae	Trema micrantha	(L.) Blume	X				
33 Capparaceae	Capparis admirabilis	Standl.	X				
34 Capparaceae	Capparis aff. pringlei	Briq.	X				
35 Capparaceae	Capparis sp.		X				
36 Caricaceae	Carica papaya	L.	X		X		X
37 Celastraceae	Crossopetalum parviflorum	(Hemsl.) Lundell	X	X			
38 Celastraceae	Gyminda tonduzii	Loes.	X				
39 Celastraceae	Salacia sp.		X	X			
40 Chrysobalanaceae	Licania arborea	Seem.	X		X		
41 Costaceae	Costaceae sp.		X				
42 Ebenaceae	Diospyros digyna	Jacq.			X		
43 Ebenaceae	Diospyros salicifolia	Humb. & Bonpl. ex Willd.	X		X		X
44 Euphorbiaceae	Cnidoscopus aconitifolius	(Mill.) I.M. Johnst.	X				
45 Euphorbiaceae	Croton guatemalensis	Lotsy	X	X			
46 Euphorbiaceae	Croton sp.		X	X			
47 Euphorbiaceae	Ricinus communis	L.			X	X	
48 Fabaceae	Acacia collinsii	Saff.	X	X			
49 Fabaceae	Acacia cornigera	(L.) Willd.	X	X			
50 Fabaceae	Acacia pennatula	(Schtdl. & Cham.) Benth.	X	X	X		

51	Fabaceae	Acacia sp.					X	
52	Fabaceae	Acosmium panamense	(Benth.) Yakovlev	X	X			
53	Fabaceae	Andira inermis	(W. Wright) Kunth ex DC.	X	X	X		
54	Fabaceae	Bauhinia divaricata	L.	X		X		
55	Fabaceae	Dalbergia sp.		X				
56	Fabaceae	Enterolobium cyclocarpum	(Jacq.) Griseb.	X			X	
57	Fabaceae	Glicicidia sepium	(Jacq.) Kunth ex Walp.				X	
58	Fabaceae	Inga vera	Willd.	X	X	X		
59	Fabaceae	Leucaena esculenta	(Moc. & Sessé ex DC.) Benth.				X	
60	Fabaceae	Leucaena sp.		X				
61	Fabaceae	Lonchocarpus rugosus	Benth.	X	X	X		
62	Fabaceae	Lonchocarpus sp.		X				
63	Fabaceae	Machaerium riparium	Brandege	X	X	X		
64	Fabaceae	Pithecellobium lanceolatum	(Humb. & Bonpl. ex Willd.) Benth.	X	X	X		
65	Fabaceae	Platymiscium aff. pinnatum	(Jacq.) Dugand	X				
66	Fabaceae	Platymiscium dimorphandrum	Donn. Sm.	X	X	X		
67	Fabaceae	Pterocarpus rohrii	Vahl	X				
68	Fabaceae	Senna atomaria	(L.) H.S. Irwin & Barneby	X	X	X		
69	Fabaceae	Vachellia farnesiana	(L.) Wight & Arn.	X				
70	Flacourtiaceae	Zuelania guidonia	(Sw.) Britton & Millsp.	X	X			
71	Hernandiaceae	Gyrocarpus mocinoi	Espejo	X				
72	Lauraceae	Licaria sp.		X				
73	Lauraceae	Nectandra aff. salicifolia	(Kunth) Nees	X				
74	Lauraceae	Ocotea sp.			X			
75	Lauraceae	Persea americana	Mill.	X	X	X		
76	Malpighiaceae	Bunchosia lanceolata	Turcz.	X				
77	Malvaceae	Guazuma ulmifolia	Lam.	X	X	X		
78	Malvaceae	Malvaviscus arboreus	Cav.	X				
79	Meliaceae	Cedrela odorata	L.	X	X	X		
80	Meliaceae	Guarea glabra	Vahl	X				
81	Meliaceae	Swietenia humilis	Zucc.	X			X	
82	Meliaceae	Trichilia havanensis	Jacq.	X			X	
83	Menispermaceae	Hyperbaena mexicana	Miers	X				
84	Moraceae	Brosimum alicastrum		X	X			
85	Moraceae	Ficus benjamina	L.				X	X
86	Moraceae	Ficus cotinifolia	Kunth			X	X	
87	Moraceae	Ficus insipida	Willd.	X	X	X		
88	Moraceae	Ficus maxima	Mill.	X	X	X		
89	Moraceae	Ficus obtusifolia	Kunth				X	
90	Moraceae	Ficus pertusa	L. f.	X				
91	Moraceae	Ficus petiolaris	Kunth	X				
92	Moraceae	Ficus sp. 1		X	X			
93	Moraceae	Ficus sp. 2		X	X	X		
94	Moraceae	Trophis racemosa	(L.) Urb.	X				
95	Muntingiaceae	Muntingia calabura	L.	X	X	X		
96	Musaceae	Musa paradisiaca	L.				X	X
97	Myrsinaceae	Ardisia escallonioides	Schlttdl. & Cham.	X	X			
98	Myrsinaceae	Parathesis donnell-smithii	Mez	X	X			
99	Myrtaceae	Calyptanthus chiapensis	Lundell	X				
100	Myrtaceae	Eugenia jambos	L.	X	X	X	X	
101	Myrtaceae	Eugenia rhombea	(O. Berg) Krug & Urb.	X				
102	Myrtaceae	Eugenia sp.		X	X			
103	Myrtaceae	Eugenia xalapensis	(Kunth) DC.	X				
104	Nyctaginaceae	Pisonia aculeata	L.	X				
105	Oleaceae	Fraxinus purpusii	Brandege			X		
106	Phyllanthaceae	Phyllanthus sp.		X				
107	Piperaceae	Piper arboreum	Aubl.	X	X	X		
108	Poaceae	Bambusa vulgaris	Schrad. ex J.C. Wendl.			X	X	X
109	Polygonaceae	Coccoloba barbadensis	Jacq.	X				
110	Polygonaceae	Coccoloba floresii	Jacq.	X				
111	Polygonaceae	Coccoloba sp. 1		X				
112	Polygonaceae	Coccoloba sp. 2		X				
113	Primulaceae	Jacquinia aurantiaca	W.T. Aiton	X				
114	Rubiaceae	Coutarea hexandra	(Jacq.) K. Schum.	X				

115	Rubiaceae	Exostema aff. mexicanum	A. Gray	X			
116	Rubiaceae	Hamelia patens	Jacq.	X	X		
117	Rubiaceae	Hoffmannia ghiesbreghtii	(Lem.) Hemsl.	X			
118	Rubiaceae	Psychotria sp.		X			
119	Rubiaceae	Randia aculeata	L.	X			
120	Rutaceae	Amyris balsamifera	L.	X			
121	Rutaceae	Citrus aurantifolia	Swingle			X	X
122	Rutaceae	Citrus sinensis	(L.) Osbeck			X	X
123	Salicaceae	Salix humboldtiana	Willd.		X	X	
124	Sapindaceae	Sapindus saponaria	L.	X	X	X	
125	Sapindaceae	Talisia oliviformis	(Kunth) Radlk.	X			
126	Sapotaceae	Chrysophyllum mexicanum	Brandege ex Standl.	X			
127	Sapotaceae	Chrysophyllum sp.		X			
128	Sapotaceae	Manilkara zapota	(L.) P. Royen	X		X	
129	Sapotaceae	Pouteria campechiana	(Kunth) Baehni	X			
130	Sapotaceae	Pouteria sp.		X			
131	Sapotaceae	Sideroxylon capiri subsp. Tempisq	(Pittier) T.D. Penn.	X			
132	Sapotaceae	Sideroxylon persimile	(Hemsl.) T.D. Penn.	X	X	X	
133	Solanaceae	Solanum sp.		X		X	
134	Styracaceae	Styrax argenteus	C. Presl	X			
135	Taxodiaceae	Taxodium mucronatum	Ten.	X	X	X	
136	Thymelaeaceae	Daphnopsis americana	(Mill.) J.R. Johnst.	X	X	X	
137	Tiliaceae	Helicarpus reticulatus	Rose	X			X
138	Ulmaceae	Aphananthe monoica	(Hemsl.) Leroy.	X			
139	Urticaceae	Cecropia obtusifolia	Bertol.	X	X	X	
140	Urticaceae	Coussapoa purpusii	Standl.	X			
141	Urticaceae	Myriocarpa longipes	Liebm.	X			
142	Urticaceae	Urera sp.		X			
143	Vitaceae	Vitis tiliifolia	Humb. & Bonpl. ex Schult.	X	X		