



Revista mexicana de biodiversidad

ISSN: 1870-3453

ISSN: 2007-8706

Instituto de Biología

Escalona-Domenech, Raisa Yarina; Infante-Mata, Dulce; García-Alfaro, José Rubén;
Ramírez-Marcial, Neptalí; Ortiz-Arrona, Claudia Irene; Barba-Macías, Everardo
Calidad de las riberas en tres tipos de cobertura vegetal en un río de la sierra Madre de Chiapas, México
Revista mexicana de biodiversidad, vol. 92, e923526, 2021
Instituto de Biología

DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3526>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42571635062>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

UAEH
redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso
abierto

Ecología

Calidad de las riberas en tres tipos de cobertura vegetal en un río de la sierra Madre de Chiapas, México

Quality of the riparian zones in three vegetation cover types in a river of the Sierra Madre de Chiapas, Mexico

Raisa Yarina Escalona-Domenech ^a, Dulce Infante-Mata ^{a, *}, José Rubén García-Alfaro ^a,
Neptalí Ramírez-Marcial ^b, Claudia Irene Ortiz-Arrona ^c, Everardo Barba-Macías ^d

^a El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula, Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad, Carretera Antigua Aeropuerto Km 2.5, Centro, 30700 Tapachula de Córdova y Ordoñez, Chiapas, México

^b El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal de Las Casas, Departamento de Conservación de la Biodiversidad, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio María Auxiliadora, 29290 San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México

^c Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa Sur, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Avenida Independencia Nacional 151, 48900 Autlán de Navarro, Jalisco, México

^d El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad, Carretera a Reforma Km 15.5 s/n, Ra. Guineo 2da. Sección, 86280 Villahermosa, Tabasco, México

*Autor para correspondencia: dinfante@ecosur.mx (D. Infante-Mata)

Recibido: 22 mayo 2020; aceptado: 10 febrero 2021

Resumen

Se evaluó la calidad de las riberas, la diversidad y estructura de la vegetación leñosa en función del tipo de cobertura en 13 tramos del río Margaritas, Chiapas. Se compararon medidas del índice de calidad de las riberas (RQI) y la composición de especies leñosas en 3 tipos de cobertura de vegetación adyacente a la ribera: selva mediana subperennifolia (S), vegetación secundaria arbórea (VSA) y sin cobertura arbórea (SCA). El valor del RQI fue diferente entre los 3 tipos de cobertura; fue mayor en los tramos con S, seguido de los VSA y los SCA. Se registró un total de 1,099 individuos, de 34 familias, 71 géneros y 90 especies. La diversidad alfa fue mayor en tramos S, mientras que la diversidad beta no se modificó por el tipo de cobertura. Se mostró que el tipo de cobertura adyacente a la ribera influye en su calidad y modifica atributos de la vegetación leñosa ribereña, como la riqueza, composición de especies y la densidad de individuos. Otras variables como distancia a zonas agropecuarias, altitud, pendiente y temperatura influyeron en la variación detectada en la vegetación entre los 3 tipos de cobertura. Este estudio es relevante para el desarrollo de estrategias que contribuyan a la restauración y conservación de la vegetación ribereña en México.

Palabras clave: Composición de especies; Cuenca; Diversidad; RQI; Uso del suelo

Abstract

Quality of the riparian zones, diversity, and structure of the woody vegetation were evaluated in 13 sections of the Margaritas River in Chiapas, Mexico, based on vegetation cover type. Riparian Quality Index (RQI) scores and woody species composition were compared in 3 vegetation cover types surrounding the riparian zones: sub-deciduous tropical forest (S), secondary tree vegetation (VSA), and without tree cover (SCA). RQI scores were different among the 3 vegetation cover types; was greater in the sections with S, followed by the VSA and the SCA. A total of 1,099 individuals from 34 families, 71 genera and 90 species were registered. Alpha diversity was higher in S sections while beta diversity was not modified by coverage types. It was shown that the type of coverage adjacent to the riverbank influences its quality and modifies attributes of the woody riverside vegetation, such as the richness and composition of species and stem density. Other variables such as distance to agricultural areas, altitude, slope and temperature influenced the variation detected in the vegetation between the 3 cover types. This study is relevant for the development of strategies that contribute to the restoration and conservation of riparian vegetation in Mexico.

Keywords: Species composition; Watershed; Diversity; RQI; Land use

Introducción

La zona ribereña se define como el área de transición entre un río o corriente de agua y el ecosistema terrestre adyacente, incluyendo tanto el cauce como la llanura de inundación y ambientalmente influida por inundaciones periódicas (Malanson, 1993; Lowrance et al., 2000). Estas zonas tienen un gran valor ecológico por constituir una transición entre las zonas terrestre y acuática y formar un corredor biológico a través de diferentes regiones (Gregory et al., 1991; Malanson, 1993). De esta forma, las riberas constituyen uno de los sistemas ecológicos más complejos de la biósfera y uno de los más importantes para mantener la vitalidad del paisaje y sus ríos (Naiman y Décamps, 1990). Las riberas proporcionan funciones disímiles tales como: la reducción de la carga de nutrientes y de los sedimentos, la disminución de la erosión, la regulación de la temperatura del agua, constituyen el hábitat para una gran diversidad de organismos acuáticos y terrestres (Fernandes et al., 2011; Hubble et al., 2010; Meek et al., 2010; Scott et al., 2009; Yuan et al., 2009).

Las comunidades vegetales que se desarrollan en las zonas ribereñas se conocen como vegetación ribereña y debido a su proximidad e interacción, el cauce y el régimen de caudales están adaptados a las inundaciones periódicas proveyendo resistencia a la energía de los caudales (Tabacchi et al., 1996). Se trata de una vegetación con ciertas características de estructura y de funcionamiento que la diferencian de la vegetación presente en los bosques aledaños (Naiman et al., 2005). Existe un fuerte consenso de que este tipo de vegetación constituye un componente esencial de los ecosistemas fluviales (Ceccon, 2003; Naiman et al., 2005).

El grado de conocimiento del funcionamiento del ecosistema en los ríos y zonas ribereñas tropicales está poco desarrollado, aun cuando estos ríos constituyen más

de 50% de la escorrentía terrestre y constituyen una fuente importante de aportación de carbono hacia los océanos, por lo que se necesita desarrollar estudios relacionados con este tema (Tiegs et al., 2019). Asimismo, el estudio de las comunidades de plantas ribereñas es importante ya que pueden utilizarse para fines de biomonitorio de los ríos (Daniel et al., 2006; Mendoza-Cariño et al., 2014). Además de proporcionar criterios técnicos para implementar actividades de manejo dirigidos a conservar, restaurar y minimizar posibles impactos negativos en este tipo de vegetación (Camacho-Rico et al., 2006).

En la actualidad existen diferentes índices para valorar de forma rápida y sencilla la calidad de las riberas, la calidad de la vegetación y estimar el estado ecológico de los ríos. Entre ellos están el índice de hábitat fluvial (IHF; Pardo et al., 2002), el índice de calidad del bosque de ribera (QBR; Munné et al., 2003) y el índice de calidad ecológica de las riberas (RQI; González-del Tánago y García-de Jalón, 2011; González-del Tánago et al., 2006). El RQI permite determinar la calidad ecológica de las riberas a través de los procesos y la dinámica riparia, es decir, los cambios constantes debido a procesos continuos (Howard, 1992; Miller et al., 2003), en contraste con los otros métodos centrados casi exclusivamente en la valoración del estado de la cubierta vegetal, por lo que resulta un método más efectivo para determinar la condición ecológica en los sistemas ribereños (Barquín et al., 2011; González-del Tánago y García-de Jalón, 2011). Además, con este índice se pueden identificar los problemas existentes y definir las estrategias de gestión o manejo de acuerdo con la calificación obtenida del estado de la ribera (González-del Tánago y García-de Jalón, 2006).

La mayoría de las áreas ribereñas en el mundo, incluidas las de México, han sido degradadas por actividades humanas (de la Lanza-Espino et al., 2018; Demissie et al., 2013; Díaz-Pascacio et al., 2018; Gordon

y Meentemeyer, 2006; Ortiz, 2019; Sunil et al., 2010). Estas actividades incluyen la agricultura, urbanización, minería a cielo abierto, extracción de agua, regulación del flujo, pastoreo de ganado y cambio de uso del suelo (Gantes et al., 2014). Acciones que a menudo resultan en la fragmentación de las galerías ribereñas y cambios en la estructura y la composición de su vegetación (Malmqvist y Rundle, 2002; Moreno-Jiménez et al., 2017; Ortiz, 2019; Richardson et al., 2007; Sirombra y Mesa, 2010).

La composición, la estructura y la diversidad de especies de la vegetación ribereña está determinada por factores ambientales como: las inundaciones periódicas o caída de árboles y los cambios climáticos altitudinales (Camacho-Rico et al., 2006; Lite et al., 2005). Además, estudios refieren que las actividades antrópicas y el tipo de uso del suelo adyacentes a las riberas influyen también sobre la estructura y la composición de las especies ribereñas (Aguiar y Ferreira, 2005; Gantes et al., 2014; Meek et al., 2010; Villarreal et al., 2012).

En México, la condición ecológica de los bosques ribereños a escala nacional no ha sido evaluada, sin embargo, a otras escalas se ha demostrado el alto grado de degradación y transformación que presentan en el país (Díaz-Pascacio et al., 2018; Meli et al., 2017; Ortiz, 2019; Rodríguez-Téllez et al., 2016). A pesar de la importancia que tiene la vegetación ribereña en la provisión de servicios ecosistémicos y en el mantenimiento de la biodiversidad, el impacto del tipo de cobertura sobre este tipo de vegetación está pobremente entendido (Méndez-Toribio et al., 2014). Por lo anterior, nuestro objetivo es evaluar el impacto del tipo de cobertura sobre la calidad de las riberas, la diversidad y la estructura de la vegetación leñosa ribereña en el río Margaritas al sureste de México.

Partimos de la hipótesis que el tipo de cobertura adyacente a la ribera del río predice su calidad al modificar atributos estructurales de la vegetación ribereña, particularmente la extensión en anchura, la cobertura y la distribución del corredor ribereño, la composición florística y la estructura de la vegetación. Predecimos que las selvas tendrán mejor calidad en sus atributos estructurales y funcionales, a diferencia de los tipos de vegetación desprovistos de cobertura arbórea. La baja calidad en las condiciones estructurales compromete, como consecuencia del impacto de diversas actividades antrópicas, la funcionalidad de las riberas, tales como la disminución de la diversidad de edades y la regeneración natural de especies arbóreas ribereñas, el estado de las orillas del cauce ordinario, la conectividad lateral de las riberas con las llanuras de inundación, la calidad del sustrato y la conectividad vertical.

La información obtenida será fundamental para el desarrollo de estrategias que contribuyan a la

conservación, restauración y persistencia de la vegetación ribereña en ríos que están sometidos a la intensificación de actividades antrópicas hacia las partes bajas de sus cuencas hidrográficas. Al respecto, el río Margaritas en la sierra Madre de Chiapas, al sureste de México, es un ejemplo ideal porque en la parte alta de la cuenca se encuentra el área natural protegida Reserva de la Biosfera El Triunfo. Sin embargo, en la zona media y baja de esta cuenca se observa un cambio en el patrón de uso del suelo, intensificado por actividades productivas como la agricultura y la ganadería que han provocado la fragmentación y la eliminación de la vegetación ribereña (Tovilla, 2005).

Materiales y métodos

La cuenca del río Margaritas (93°07'57" - 92°59'06" O, 15°25'01" - 15°41'40" N) tiene una extensión de 19,475.81 ha, se encuentra en la región hidrológica 23 Costa de Chiapas (Conagua, 2009), en el municipio de Pijijiapan, Chiapas (fig. 1). Se reporta para la cuenca una temperatura media de 27.6 °C y una precipitación anual de 2,596.5 mm (datos de la estación meteorológica 23018 de Conagua). Dentro de esta cuenca el área de estudio abarcó desde los 652 hasta los 56 m de altitud, específicamente en esta área el tipo de clima presente es cálido-húmedo (García, 1998). Otros datos específicos de variables climáticas y de disturbio por cada sitio de muestreo se pueden consultar en la tabla 1. Las variables climáticas se obtuvieron de WorldClim versión 2.1 con una resolución espacial de 1 km². Estas variables se generan por medio de interpolación de datos de estaciones meteorológicas y fueron desarrolladas para todo el mundo (Fick y Hijmans, 2017), mientras que las variables de disturbio se obtuvieron con la ayuda del software Qgis 3.10 (Qgis Equipo de desarrollo, 2019).

En la zona más alta del área de estudio, la vegetación es selva mediana subperennifolia (Miranda y Hernández, 1963), mientras que en las partes media y baja es vegetación secundaria y pastizales, tanto cultivados como inducidos, que se originaron a partir de selva mediana subperennifolia y de la que aún se pueden observar parches aledaños a los sitios de estudio, selva alta siempreverde según Miranda (1952). El tipo de suelo del área muestreada es litosol (INEGI, 2002).

Se seleccionaron 13 tramos en el río principal y corrientes tributarias, ubicados a diferente altitud, con diferentes coberturas y uso del suelo representativos en la cuenca (fig. 1). Los tramos comprendieron un rango altitudinal entre 56 y 652 m snm y el número de orden del río varió desde 4 a 6 (tabla 2). Un tramo, que es la unidad de muestreo empleada, es una longitud homogénea

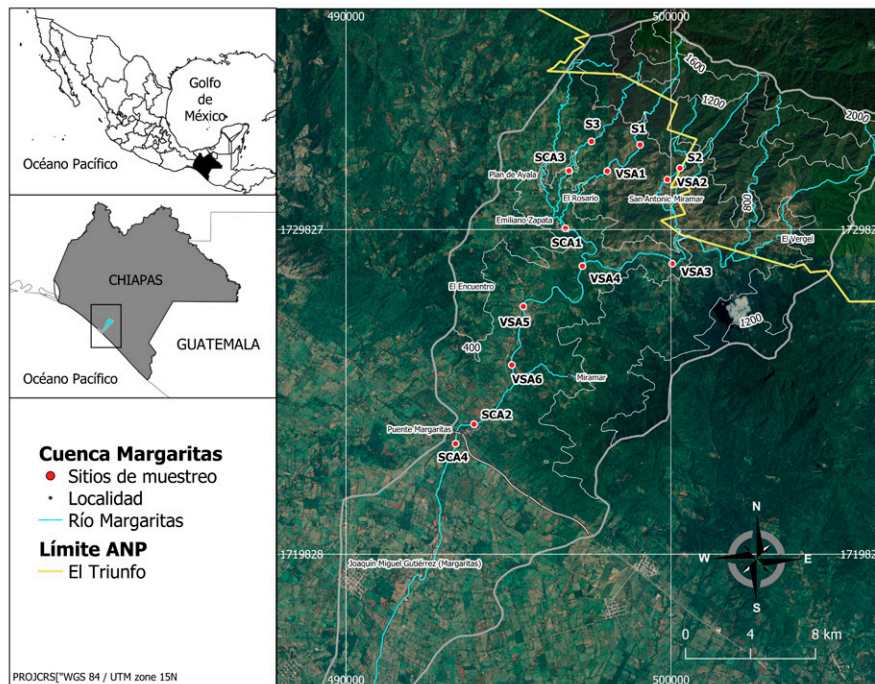


Figura 1. Localización de los tramos de muestreo en la cuenca del río Margaritas, Chiapas, México. Los nombres de los tramos se indican en la tabla 1.

de un río donde se pueden extraer datos en una escala física (Frissell et al., 1986). Esta escala es apropiada para describir los patrones de distribución y la composición de especies de la vegetación, así como para evaluar los efectos a mediano y largo plazo de las actividades humanas en los ríos (Frissell et al., 1986; González-del Tánago y García-de Jalón, 2006).

Se definieron las clases de cobertura vegetal de acuerdo con la clasificación de Miranda y Hernández (1963). Para ello se utilizaron mapas de vegetación y uso del suelo para la cuenca (1:250000), procesados en ArcGis 10.2 y ERDAS, así como imágenes de satélite SPOT 5, sobre las cuales se superpusieron capas temáticas de vegetación del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2013). Los usos del suelo se clasificaron de acuerdo con los tipos de cultivo que se presentaron en la cuenca, como mango, palma africana, pastizales y agricultura (Hernández-Hernández, 2014).

La vegetación leñosa y la calidad de las riberas se evaluaron en los 13 tramos seleccionados, de 250 m de longitud y ancho variable, pues se representó el espacio ocupado por la vegetación ribereña desde la orilla del cauce según el tipo de valle. Para el análisis, los tramos fueron agrupados en 3 tipos de cobertura como se explica a continuación. Los tramos con vegetación de selva

mediana subperennifolia fueron llamados: selva (S; n = 3); los tramos de vegetación secundaria (acahual-pastizal o pastizal-selva), se etiquetaron como vegetación secundaria arbórea (VSA; n = 6) y aquellos que tenían muy poca cobertura arbórea (pastizal o pastizal-uso urbano) fueron nombrados sin cobertura arbórea (SCA; n = 4) (tabla 1).

En cada tramo se aplicó el índice de calidad ecológica de las riberas (RQI) propuesto por González-del Tánago et al. (2006) y González-del Tánago y García-de Jalón (2011), el cual permite evaluar la condición ecológica de las riberas, a partir de 7 atributos: 1) dimensión del espacio ripario ocupado por vegetación asociada al río (dimensión en anchura), en este atributo se identifica el ancho del corredor de vegetación riparia y se observa la presencia de restricciones debido a la influencia humana, además se toma en cuenta que el ancho puede reducirse naturalmente en valles confinados; 2) continuidad longitudinal de la vegetación leñosa (continuidad longitudinal), este atributo se estima con base en la continuidad del corredor de vegetación riparia, estimando la intensidad de la fragmentación a través del tamaño y frecuencia de áreas abiertas formadas por la acción humana y el uso del suelo; 3) composición y estructura de la vegetación ribereña (composición de vegetación), en el cual se identifican las especies, la densidad y la

altura de los estratos de la vegetación riparia del tramo de estudio, basados en las condiciones de referencia o la vegetación potencial; 4) regeneración natural de las principales especies leñosas (regeneración natural), aquí se evalúa la diversidad de edades y regeneración de las principales especies leñosas ribereñas; 5) condición de las orillas (condición de las orillas), la evaluación de este atributo consiste en observar procesos de erosión y sedimentación locales relacionadas con la sinuosidad del cauce; 6) conectividad transversal del cauce con sus riberas y la llanura de inundación (conectividad transversal), este atributo evalúa la presencia de restricciones físicas que impidan la conexión hidrológica del cauce con su ribera durante períodos de inundación, y 7) conectividad vertical a través de la permeabilidad y el grado de alteración de los materiales y relieve de los suelos riparios (sustrato y conectividad vertical), en este atributo se observa el tipo y permeabilidad de los materiales que predominan en las riberas, y se evalúa su capacidad de infiltración y recarga de acuíferos. Los 3 primeros atributos determinan la estructura física del corredor ribereño, mientras que los 4 restantes están relacionados con el funcionamiento del sistema. La evaluación de los atributos de RQI se realizó de forma sistemática y el uso de la hoja de campo incluida en el protocolo del índice: los atributos 1, 2 y 3 se

evaluaron en cada margen del río por separado, mientras que los atributos 4 al 7 se evaluaron conjuntamente en ambos márgenes (González-del Tánago y García-de Jalón, 2011). La calidad de las riberas se determinó a partir de la puntuación obtenida de la suma de los 7 atributos evaluados, con las siguientes categorías (González-del Tánago y García-de Jalón, 2011): muy bueno (150-130), bueno (129-100), moderado (99-70), pobre (69-40), malo (39-10) y muy malo (< 10).

En cada tramo se establecieron 3 parcelas de 100 m² (10 × 10 m, ubicadas en paralelo a la corriente), a una distancia de 40 m entre ellas y seleccionadas al azar donde se registraron todos los árboles y arbustos de vegetación leñosa con diámetro del tronco a la altura del pecho \geq 2.5 cm (DAP, medido a 1.30 m). De cada individuo se anotó el diámetro del tronco (cinta diamétrica) y la altura, estimada visualmente (siempre por un mismo observador para disminuir el sesgo de apreciación), empleándose una vara de longitud conocida, la cual se situó paralelo al tronco del árbol y se estimó cuantas veces se pudiera medir esa longitud en el árbol.

La determinación taxonómica de las especies vegetales se hizo con apoyo de especialistas en herbario, y la consulta de listados florísticos (Villaseñor, 2016). Se realizaron comparaciones con ejemplares digitalizados disponibles en

Tabla 1

Variables climáticas y de disturbio de los tramos de muestreo en el río Margaritas, Chiapas, México. Tipo de cobertura: S, selva; VSA, vegetación secundaria arbórea; SCA, sin cobertura arbórea. Variables climáticas: Prec, precipitación anual; Temp, temperatura promedio; Rad. Sol., promedio radiación solar. Variables de disturbio: Dist. Zon., distancia a zonas agropecuarias; Dist. Pob., distancia a poblados; Dist. Cam.: distancia a caminos.

Tramo	Climáticas			Disturbio		
	Prec. (mm)	Temp. (°C)	Rad. Sol. (kJ m ⁻² día ⁻¹)	Dist. Zon. (m)	Dist. Pob. (m)	Dist. Cam. (m)
S1	2,347	24.6	18,197	1,554	1,537	861
S2	2,376	24.5	18,211	2,200	763	851
S3	2,345	25.2	18,209	1,128	1,386	730
VSA1	2,361	25.4	18,212	1,205	751	113
VSA2	2,362	24.7	18,224	940	259	337
VSA3	2,409	25.5	18,270	290	1,766	200
VSA4	2,417	26.2	18,313	144	1,421	252
VSA5	2,432	26.7	18,336	126	345	142
VSA6	2,484	27.2	18,355	257	1,792	183
SCA1	2,402	26.1	18,267	546	196	100
SCA2	2,522	27.6	18,219	452	310	34
SCA3	2,370	25.8	18,187	45	730	273
SCA4	2,449	27.7	18,132	100	409	310

Tabla 2

Características físicas de los tramos de muestreo en el río Margaritas, Chiapas, México, ordenados de acuerdo con el tipo de cobertura. S, Selva; VSA, vegetación secundaria arbórea; SCA, sin cobertura arbórea. Alt, Altitud; OC, orden del río; Pend, pendiente.

Nombre del tramo	Alt. (m snm)	OC	Pend. (%)	Orientación de ladera	Cobertura	Tipo de cobertura
Loco 1 (S1)	652	4	25.6	Noroeste	Selva	S
La Mina1 (S2)	612	4	19.0	Noroeste	Selva	S
Ramón 1 (S3)	460	4	24.9	Noroeste	Selva	S
Loco 2 (VSA1)	476	4	17.4	Noroeste	Pastizal-acahual	VSA
La Mina 2 (VSA2)	472	4	14.9	Noroeste	Selva-acahual	VSA
Confluencia 1 (VSA3)	347	6	13.7	Oeste	Pastizal-selva	VSA
Confluencia 3 (VSA4)	250	6	8.4	Noroeste	Pastizal-acahual	VSA
Margaritas 4 (VSA5)	168	6	7.6	Oeste	Pastizal-acahual	VSA
Margaritas 1 (VSA6)	128	6	2.1	Oeste	Pastizal-acahual	VSA
Confluencia 2 (SCA1)	319	5	6.8	Este	Pastizal	SCA
Margaritas 3 (SCA2)	68	6	1.9	Norte	Pastizal	SCA
Ramón 2 (SCA3)	386	4	11.8	Oeste	Pastizal	SCA
Margaritas 2 (SCA4)	56	6	1.5	Suroeste	Pastizal	SCA

las páginas electrónicas de JSTOR Global Plants (JSTOR, 2019), Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2019), el Portal de Datos Abiertos UNAM (IBUNAM, 2019), asimismo, se consultaron los registros del Sistema Nacional sobre Biodiversidad (Conabio, 2019). Para determinar las especies en alguna categoría de amenaza se consultaron la lista oficial de especies en riesgo mexicanas NOM-059-SEMARNAT-2010 (Semarnat, 2010) y la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2019).

El efecto del tipo de cobertura sobre la calidad de las riberas se determinó a través de un Anova unifactorial y las diferencias entre los grupos mediante la prueba de rangos múltiples de Tukey, con el uso del programa R (R Development Core Team, 2018). Los datos cumplieron los supuestos de normalidad e igualdad de varianza una vez realizadas las pruebas de Shapiro-Wilk y Bartlett, respectivamente.

Se realizaron análisis de la diversidad con base en la perspectiva de la diversidad verdadera representada por los números de Hill (qD). Estos números son una medida del grado de distribución de las abundancias relativas entre las especies, donde 0D es la riqueza o número total de especies de la muestra; 1D , es el número efectivo de especies abundantes (o comunes) y fue calculado a partir del exponencial del índice de entropía de Shannon; mientras que 2D , es el número efectivo de especies muy abundantes (o dominantes) en la muestra, y se calculó

mediante el inverso del índice de concentración de Simpson (Chao et al., 2014). También se obtuvieron los porcentajes de representatividad de las especies esperadas con los estimadores de diversidad ACE (Abundance-based coverage estimator, Chao y Lee, 1992) y Chao 1 (Chao, 1984; Chao y Lee, 1992). Para el cálculo de la diversidad beta, se utilizó el índice Chao-Jaccard, basado en la abundancia, pues se ha demostrado que tiene un sesgo menor que otros índices cuando falta una proporción sustancial de especies en la muestra (Chao et al., 2005). Considerando que el tamaño de muestra entre los tipos de cobertura fue diferente, los índices de diversidad se obtuvieron mediante un análisis de Rarefacción individual con el programa Past 3.21 (Hammer et al., 2012), posteriormente se compararon los promedios en el mismo programa a través de un ANOVA unifactorial, y las diferencias entre los grupos mediante la prueba de rangos múltiples de Tukey.

Para identificar las especies de plantas dominantes por cada tipo de cobertura se construyeron curvas de rango-abundancia (Whittaker, 1965). La estructura se analizó por medio del área basal ($m^2 ha^{-1}$) de cada especie por sitio, el promedio de la altura de los árboles y el valor de importancia relativa por especie (VIR), obtenido de la sumatoria de los valores relativos de la abundancia (número de individuos), la frecuencia y la dominancia (área basal) (Mostacedo y Fredericksen, 2000). La composición de especies se comparó entre los tipos de cobertura (S, VSA y SCA) a

través de un análisis Permanova usando la abundancia de las especies como variable dependiente con 9,999 permutaciones y con el uso de una matriz de distancia de Bray-Curtis. Cuando se detectaron diferencias se realizó un análisis Simper para determinar la contribución de las especies a esas diferencias.

Para analizar si existe relación entre la composición de especies y la diversidad con otras variables topográficas: altitud, pendiente de los tramos de muestreo y orientación de ladera (tabla 2); climáticas: precipitación, temperatura, radiación solar (tabla 1); y de disturbio: distancia a asentamientos humanos, zonas agropecuarias, caminos (tabla 2), se realizó un análisis de escalamiento no métrico multidimensional, NMDS (por sus siglas en inglés), con el uso de una matriz de distancia de Bray-Curtis en el programa R (R Development Core Team, 2018). El análisis NMDS constituye la forma más robusta de ordenación para la detección de patrones ecológicos (Minchin, 1987).

Resultados

Los valores del RQI variaron de 36 a 136 entre los sitios (tabla 3). Los valores más altos se obtuvieron en los tramos con selva adyacentes (S), mientras que los más bajos se obtuvieron para los tramos sin cobertura arbórea (SCA; fig. 2). El Anova del RQI mostró diferencias significativas entre los 3 tipos de cobertura ($F_{(2,10)} = 30.37$, $p < 0.0001$) y la prueba de Tukey indicó que los tramos con S tuvieron mayor RQI que los tramos de vegetación secundaria arbórea (VSA) ($p < 0.005$) y mayor que los tramos SCA ($p < 0.0001$).

Los atributos del RQI variaron de malas a muy buenas condiciones (fig. 3). Para los tramos en general, la regeneración natural, la composición de vegetación, así como la continuidad longitudinal fueron los atributos del RQI mayormente evaluados en las condiciones de pobre y malo, mientras que la conectividad transversal fue el atributo con mayor cantidad de tramos evaluados en las condiciones de moderados a muy buenos.

Los tramos con selva, ubicados a mayor altitud, con menor accesibilidad (i.e., alejados de poblados y caminos, con pendientes más inclinadas) y alejados de zonas agropecuarias presentaron los valores más elevados del índice y, por tanto, mejor calidad de las riberas. En estos tramos todos los atributos presentaron buenas y muy buenas condiciones, observándose riberas en buen estado de conservación, sin restricciones para el desarrollo de la vegetación ribereña y con abundante regeneración natural debido a la ausencia de barreras físicas naturales o provocadas por la intervención humana. No se observaron especies invasoras. En estos tramos, no existen restricciones físicas visibles (i.e., bordos y canalizaciones)

que impidan la conectividad transversal y vertical del cauce con los restantes elementos del sistema fluvial (i.e.,

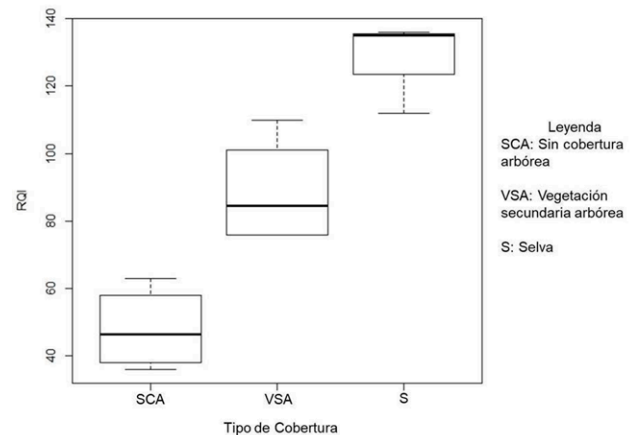


Figura 2. Diagrama de caja del RQI por tipo de cobertura en los tramos muestreados del río Margaritas, Chiapas, México.

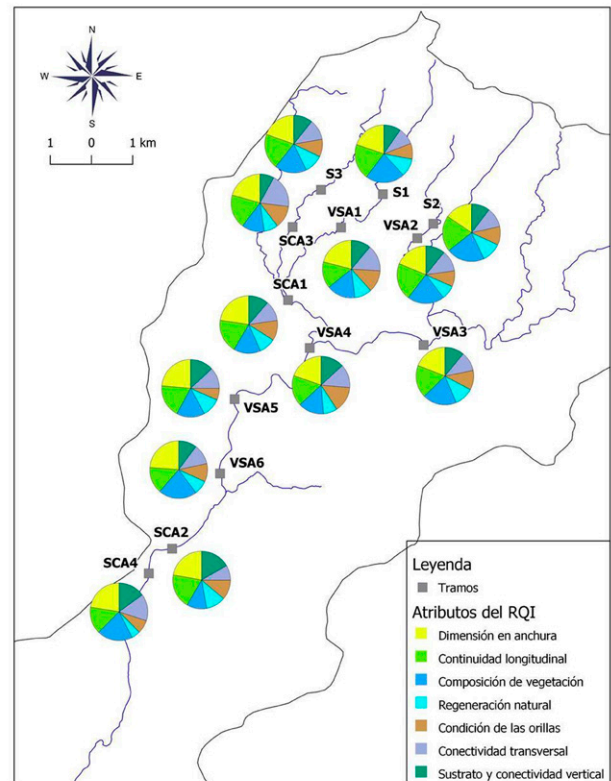


Figura 3. Gráficos de pastel de los atributos del RQI en los tramos muestreados del río Margaritas, Chiapas, México. Los nombres de los tramos se indican en la tabla 1. El nombre para la etiqueta de cada atributo del RQI se describe en la sección de los métodos.

riberas, llanura de inundación y el medio hiporreico). Se observaron orillas estables sin indicio de erosión.

Por otro lado, los tramos SCA fueron evaluados mayormente con atributos pobres, moderados y de malas condiciones ecológicas (fig. 3). En estos tramos se observó la disminución de las dimensiones del espacio ripario ocupado por vegetación. También se observó la presencia de ganadería bovina y de asentamientos humanos adyacentes a las riberas (tabla 3). Se observó un alto grado de fragmentación de la vegetación, la cual fue sustituida con pastos para la alimentación del ganado. Se identificó la disminución de la regeneración natural de las principales especies leñosas y una disminución de la riqueza de especies, hubo indicios de erosión de las orillas, así como el ensanchamiento del canal y la disminución de la conectividad transversal del cauce con la llanura de inundación, debido a la construcción de viviendas, caminos y bordos para la protección contra la inundación. Se observó compactación del suelo y la modificación del relieve y los materiales naturales del terreno, lo cual conduce a la disminución de la conectividad vertical.

En los 13 tramos muestreados se registraron un total de 1,099 individuos, pertenecientes a 34 familias, 71 géneros y 90 especies. Una es especie exótica o introducida (apéndice 1). En los tramos con VSA se identificó un total de 54 especies, seguido de S con 51 y los tramos SCA con 33 (apéndice 1).

La familia más abundante fue Fabaceae (37%), seguida por Salicaceae (9%) y Urticaceae (6%). La especie con mayor cantidad de individuos (103) fue *Vachellia cornigera* (L.) Seigler y Ebinger. De acuerdo con la lista roja de la UICN (2019) las especies *Cymbopetalum baillonii* R.E. Fries, encontrada en tramos VSA, y *Sapium macrocarpum* Müll.Arg. que fue encontrada en tramos S, están consideradas como vulnerables (apéndice 1). De acuerdo con la lista oficial de especies amenazadas de México, *Croton guatemalensis* Lotsy, observada en los tramos con S, está sujeta a protección especial, *Licania arborea* Seem. (observada en SCA) está considerada como amenazada y *Vatairea lundellii* (Standl.) Killip (observada en VSA) está catalogada en peligro de extinción (apéndice 1).

Los tramos ribereños con S y VSA presentaron una distribución de serie normal logarítmica, con un pequeño número de especies abundantes y una gran proporción de especies raras. En los sitios SCA, si bien las comunidades muestran mayores niveles de uniformidad, el modelo no llega a ser de vara partida (fig. 4). Las 3 especies de mayor abundancia relativa por cada tipo de cobertura fueron: en S, *Justicia aurea* Schltdl., *Acalypha macrostachya* Jacq. y *Vachellia cornigera*; en VSA, *V. cornigera*, *Salix humboldtiana* Willd. y *Andira inermis* (W. Wright) DC.;

en los tramos SCA, *Samanea saman* (Jacq.) Merr., *A. inermis* e *Inga vera* Willd. (fig. 4).

La composición de especies mostró diferencias significativas entre los 3 tipos de coberturas (Permanova, $F = 1.67$, $p = 0.03$) siendo la comparación entre los tramos S y SCA la que resultó ser diferente (Permanova, $F = 2.96$, $p = 0.03$). De igual forma el análisis Simper indicó que la mayor disimilitud en la abundancia y composición de especies ocurrió entre los tramos de S y SCA (93%), siendo *J. aurea*, *S. saman* y *A. inermis* las especies que más contribuyeron con las diferencias encontradas. En el apéndice 1, se muestra la composición de especies por cada tipo de cobertura. Los 3 tipos de coberturas comparten 9 especies, mientras que 18 especies se encontraron exclusivamente en S, 13 en tramos VSA y 5 especies en SCA.

El efecto del tipo de cobertura sobre la diversidad y estructura de la vegetación ribereña en los tramos muestreados se indica en la tabla 4. El número de individuos fue mayor en los tramos con S y VSA que en tramos SCA. Similar tendencia mostró el área basal, donde se observó que en los tramos SCA se reporta la mitad del área basal respecto a los tramos S, así como la disminución del diámetro del tronco a la altura de 1.30 m.

La diversidad verdadera y las estimaciones de la diversidad alfa (ACE y Chao 1), fueron claramente afectadas por el tipo de cobertura (tabla 4). La diversidad verdadera fue mayor en los tramos S, seguidos de los VSA y los tramos SCA. Con los valores de la riqueza verdadera y de los estimadores se obtuvieron los porcentajes de representatividad de las especies esperadas. Con el estimador (ACE), la representatividad de las especies esperadas fue de 67% para S, 82% los tramos VSA y el 79% para SCA. Con el segundo estimador (Chao 1), los porcentajes fueron, 59% en S, 82% en VSA y 73% en SCA. Los estimadores de diversidad mostraron que aún faltan especies por ser detectadas (p.ej., aproximadamente 16 especies en los tramos S con el estimador ACE). Finalmente, la comparación de la diversidad beta y la altura de las plantas no mostraron diferencias significativas.

Las 10 especies estructuralmente más importantes en la vegetación ribereña muestreada del río Margaritas (apéndice 2) fueron: *Andira inermis* (VIR 23.78/300), *Salix humboldtiana* (23.26), *Vachellia cornigera* (18.22), *Ficus pertusa* L.f. (14.31), *Samanea saman* (13.83), *Guazuma ulmifolia* Lam. (9.01), *Ficus maxima* Mill. (8.71), *Trema micrantha* (8.70), *Inga vera* (8.31) y *Justicia aurea* (7.07). En el apéndice 3 se muestran por cada tramo las 2 especies más importantes de acuerdo con el VIR obtenido. Dentro de este grupo destacan las especies *V. cornigera* y *A. inermis* las cuales obtuvieron cada una el mayor VIR en 3 de los 13 tramos. La especie *V. cornigera* en S3, VSA6

Tabla 3

Condición de las riberas en los tramos con diferente cobertura en el río Margaritas, Chiapas, México. Tipo de cobertura: S, selva; VSA, vegetación secundaria arbórea; SCA, sin cobertura arbórea.

Tramos	Uso del suelo adyacente a las riberas	Tipo de cobertura	Valor del RQI	Estado de las riberas
S1	Vegetación	S	136	Muy bueno
S2	Vegetación	S	135	Muy bueno
S3	Vegetación	S	112	Bueno
VSA1	Ganadería	VSA	81	Moderado
VSA2	Vivero forestal	VSA	101	Bueno
VSA3	Ganadería, camino	VSA	110	Bueno
VSA4	Ganadería	VSA	76	Moderado
VSA5	Área recreacional, camino	VSA	76	Moderado
VSA6	Camino	VSA	88	Moderado
SCA1	Poblado, camino	SCA	53	Pobre
SCA2	Poblado, ganadería, área recreacional, camino, puente de autopista, bordos para evitar la inundación	SCA	36	Malo
SCA3	Poblado, ganadería,	SCA	63	Pobre
SCA4	Poblado, ganadería, puente de autopista, bordos para evitar la inundación	SCA	40	Pobre

Puntajes RQI: Muy bueno: valores de 150-130; bueno: 129-100; moderado: 99-70; pobre: 69-40; malo: 39-10 y muy malo: < 10. Los nombres de los tramos se indican en la tabla 1.

Tabla 4

Efecto del tipo de cobertura sobre la estructura y la diversidad de la vegetación ribereña en el río Margaritas, Chiapas, México. Tipo de cobertura: S, selva; VSA, vegetación secundaria arbórea; SCA, sin cobertura arbórea.

Variables	Tipo de cobertura			
	S	VSA	SCA	F
Estructura				
Número de individuos/ha	2,880 (311.0) ^a	2,091.6 (154.4) ^b	1,771.2 (151.6) ^c	7.59**
Área basal (m ² ha ⁻¹)	41.4 (0.15) ^a	30.2 (2.38) ^b	19.3 (1.72) ^c	20.5***
Altura (m)	6.23 (0.93)	6.24 (0.68)	6.70 (0.54)	0.15 n.s
Diversidad α				
Riqueza de especies (⁰ D)	33 (4.17) ^a	32 (3.02) ^a	19 (2.02) ^b	6.10**
Número de especies comunes (¹ D)	20 (2.71) ^a	18 (1.36) ^a	12 (1.08) ^b	7.84**
Número de especies dominantes (² D)	14 (1.18) ^a	12 (0.78) ^a	8 (0.70) ^b	8.17**
ACE (Abundance Coverage-based)	49 (4.59) ^a	39 (3.32) ^a	24 (2.42) ^b	11.23***
Chao 1	56 (5.0) ^a	39 (3.17) ^b	26 (2.93) ^c	14.01***
Diversidad β				
Chao-Jaccard Abundance-based	0.35 (0.02)	0.16 (0.05)	0.19 (0.09)	2.08 n.s

Se indica la media (\pm error estándar), así como las diferencias obtenidas mediante el Anova unifactorial. * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.0001$, n.s = no diferencia significativa. Diferentes letras denotan diferencias significativas entre los tipos de uso del suelo en las variables evaluadas (obtenidas con la prueba Tukey, $\alpha = 0.05$). Los grados de libertad fueron: variables de estructura: g.l. 2,12; variables de diversidad α : g.l. 2,38; variables de diversidad β : g.l. 2,12).

y VSA4, mientras que *A. inermis* tuvo mayor importancia en VSA5, VSA1 y SCA3. Otra especie que destacó por su VIR fue *S. saman* en los tramos SCA2 y SCA4 (apéndice 3).

El NMDS mostró que los sitios se separan según el tipo de cobertura y las variables ambientales: la distancia a zonas agropecuarias ($r^2 = 0.78$), la pendiente ($r^2 = 0.65$) y la altitud ($r^2 = 0.68$), en el eje 1 (correlacionados con éste de forma negativa) y la temperatura ($r^2 = 0.786$) en el eje 2 (correlacionada de forma positiva) (fig. 5). La gráfica muestra que los sitios de S están más alejados de zonas agropecuarias, tienen mayores pendientes, se encuentran a mayor altitud y presentan temperaturas más bajas.

Discusión

Acorde con la hipótesis planteada nuestros resultados indicaron que el tipo de cobertura adyacente influye en la condición de la zona ribereña al modificar atributos estructurales de la vegetación ribereña como la extensión en anchura, la cobertura y distribución del corredor ribereño como lo han planteado otros autores (Aguilar y Ferreira, 2005; Díaz-Pascacio et al., 2018; Kutschker et al., 2009; Meek et al., 2010; Méndez-Toribio et al., 2014). En general, la condición de la zona ribereña en los

tramos evaluados resultó clasificado en un rango de muy buena a una mala condición, observándose que los tramos SCA, con mayor accesibilidad (i.e., cercanos a poblados y caminos, con pendientes menos inclinadas), y con la presencia de ganadería como uso de suelo adyacente a las riberas, fueron los que resultaron con los valores más bajos de RQI.

A lo largo de los tramos SCA se encontraron distribuidos los principales poblados y aledaño a éstos se encontraron las áreas en las que se desarrolla la actividad ganadera con mayor intensidad, lo cual explica en gran medida los bajos valores de RQI obtenidos para estos tramos. El pastoreo de ganado es una actividad que impacta negativamente la calidad de las riberas (Kutschker et al., 2009), pues el ganado en las zonas ribereñas incrementa la compactación del suelo, reduciendo la infiltración, degradando los márgenes de los cursos de agua y disminuyendo los niveles freáticos (Romero et al., 2014). Además, los suelos de las riberas utilizadas como abrevaderos son particularmente afectados por el ganado, aun cuando la carga sea baja o moderada (Gantes et al., 2014) ya que modifica las propiedades físicas del suelo, como el aumento de la densidad aparente y la pérdida de capacidad para la retención de agua, cambios que facilitan los procesos erosivos (Taboada y Micucci, 2009).

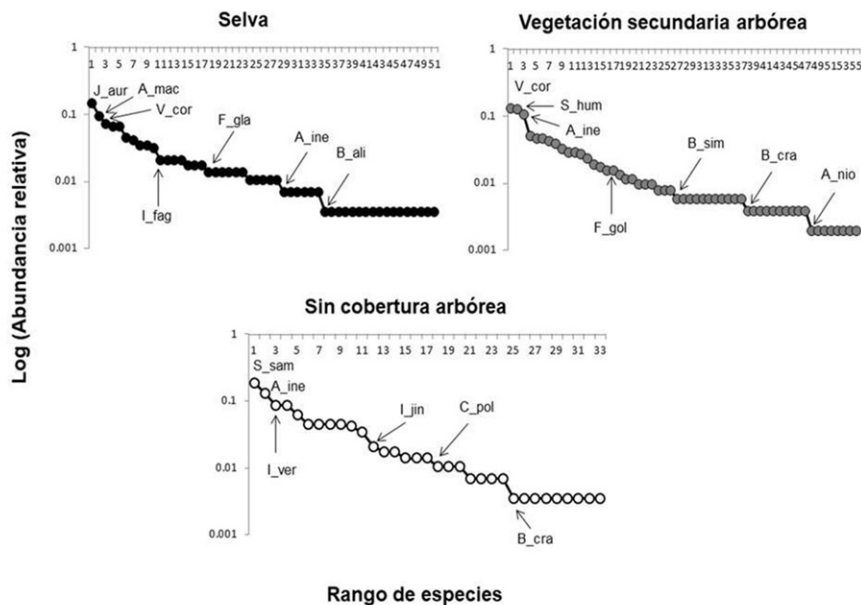


Figura 4. Curvas de rango-abundancia por tipo de cobertura de los tramos muestreados en el río Margaritas, Chiapas. La clave para las especies es: J_aur: *Justicia aurea*, A_mac: *Acalypha macrostachya*, V_cor: *Vachellia cornigera*, S_hum: *Salix humboldtiana*, A_ine: *Andira inermis*, S_sam: *Samanea saman*, I_ver: *Inga vera*, I_fag: *Inga fagifolia*, F_gla: *Ficus glabrata*, B_ali: *Brosimum alicastrum*, F_gol: *Ficus goldmanii*, B_sim: *Bursera simaruba*, B_cra: *Byrsonima crassifolia*, A_nio: *Albizia niopoides*, I_jin: *Inga jinicuil*, C_pol: *Couepia poliandra*.

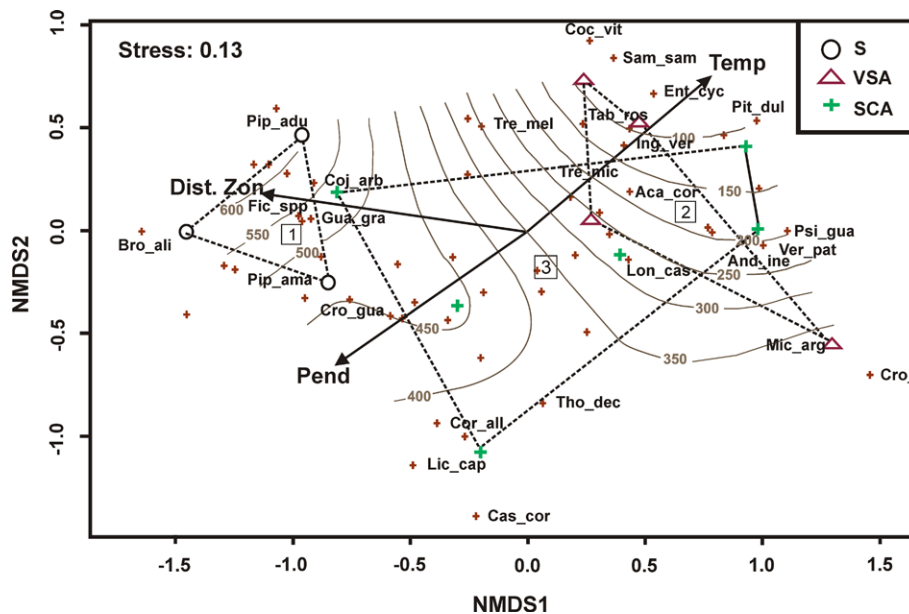


Figura 5. Diagrama de ordenación de los 13 tramos de muestreo producidos por el análisis NMDS. Tipo de cobertura: S, selva; VSA, vegetación secundaria arbórea; SCA, sin cobertura arbórea. Se representan las variables ambientales significativas $p < 0.05$. Dist. Zon, distancia a zonas agropecuarias, Pend, pendiente; Temp, temperatura. La altitud está representada por las cotas de la altitud. Los nombres de las especies que aparecen en la gráfica están abreviados con las 3 primeras letras del género y de la especie; los nombres completos se pueden consultar en el apéndice 1.

Los resultados mostraron que en las zonas más altas de la cuenca es donde se encuentran las mejores condiciones ecológicas del bosque ripario, similar al patrón observado en México para el río La Sauceda (Rodríguez-Téllez et al., 2016). En otros países también se ha observado este patrón, por ejemplo en el río Maullín en Chile, donde las mayores calidades del bosque se registraron en la parte alta de los ríos (Fernández et al., 2009); mientras que Suárez y Vidal-Abarca (2000) en el río Segura en España, observaron que los sitios con las mejores condiciones son los pertenecientes a las cabeceras de los mismos. Por su parte, Sirombra y Mesa (2012) reportaron una correlación positiva y significativa entre los valores de la calidad de las riberas y la altitud en ríos Andinos subtropicales, indicando que la más alta calidad corresponde a los sitios con mayores altitudes. La accesibilidad a los tramos está determinada por este gradiente de altitud, factor que explica el mayor impacto antropogénico en sitios de menor altura (Sirombra y Mesa, 2010).

Estos resultados también se explican por la existencia en la parte alta de la cuenca del río Margaritas de un área protegida, la Reserva de la Biosfera El Triunfo, con importantes valores naturales con un buen nivel de conservación y políticas de protección ambiental

(Carabias et al., 1998; López et al., 2011). Sin embargo, hacia la parte media y baja de esta cuenca el desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas ha propiciado un importante cambio de uso del suelo modificando el tipo de cobertura existente, con el predominio de grandes áreas de pastizales y vegetación secundaria, también conocida como acahual (Miranda y Hernández, 1963). En el estado de Chiapas este patrón de intensidad de uso del suelo, el cual ha conducido a la pérdida de más de 95% de la cobertura vegetal original, es característico de otras cuencas hidrográficas como la del río Cacaluta y la cuenca del río Vado Ancho (Gálvez-Marroquín, 2017; Hernández-Hernández, 2014; Tovilla, 2005). En esta última cuenca se reportó la pérdida, en el periodo de 2003 al 2015, de 860 ha de selva que se convirtieron principalmente en pastizales y vegetación secundaria (Gálvez-Marroquín, 2017). De igual forma, fue reportado en Guerrero, para la cuenca del río Cuyuquilla, que la cubierta vegetal ha sido reducida en 38% producto de la ampliación de las áreas agrícolas y el establecimiento de pastizales inducidos para ganado (Osorio et al., 2015). En otras cuencas costeras de México se han reportado cambios de uso del suelo suscitados por procesos de deforestación, transición forestal, expansión de asentamientos y usos turísticos, reportándose la

pérdida de bosques tropicales y el incremento de los usos agropecuarios (Nájera et al., 2010; Nené-Preciado et al., 2017; Romero et al., 2020).

En los tramos SCA se observaron alteraciones en las orillas del río relacionado con la presencia de bordos para evitar la inundación, los cuales impiden que la llanura de inundación no reciba agua e intercambio de sedimento durante las inundaciones de la temporada de lluvia. La construcción de estas obras afecta la morfología del cauce, modifica el índice de sinuosidad, confina el agua y los sedimentos en el cauce, limitando la exportación de sedimentos hacia la planicie de inundación con lo que se favorece el arrastre de sedimentos hacia la cuenca baja (Gálvez-Marroquín, 2017). Esta modificación en el balance de sedimentos (tamaño y tipo de partículas) influye en la distribución de la vegetación a lo largo del río y modifica la estabilidad del corredor de vegetación ribereña, que es una condición esencial que protege al cauce de la erosión durante eventos de avenidas extraordinarias (Gordon y Meentemeyer, 2006), estas causas contribuyen a que en estos tramos los valores de RQI sean más bajos.

Los valores bajos del RQI en los tramos SCA, se relacionan además con una mayor discontinuidad longitudinal en la vegetación ribereña que los tramos S, debido al desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas en los mismos. Las zonas agrícolas y con pastizales adyacentes al río influyen negativamente en los valores del índice, ya que disminuyen el grado de conectividad de la zona de ribera con la vegetación natural adyacente, limitando el movimiento de la fauna silvestre y pudiendo provocar extinciones locales (González-del Tánago y García-de Jalón, 2006). También el puente existente (tipo de puente viga losa; Rodríguez-Hinostroza, 2019) en estos tramos (p.ej., SCA2 y SCA4) produce bajos valores del índice, ya que contribuye a generar procesos erosivos puntuales, modifica el grado de naturalidad del canal fluvial, actúa como rutas de invasión de especies exóticas y es fuente de contaminación química por el escurrimiento que genera (Fernández et al., 2009; Rodríguez-Téllez et al., 2016).

En este estudio, se encontró evidencia que indica que el tipo de cobertura adyacente a la ribera del río incide sobre los atributos de la vegetación como la riqueza, la composición de especies y la densidad de individuos. Consistente con Gantes et al. (2014), la vegetación ribereña fue vulnerable a los impactos antropogénicos relacionados con el cambio de uso del suelo, resultante de la expansión de las tierras con pastizales para alimentación del ganado.

En general, hubo evidencia de una fragmentación de la vegetación en los tramos SCA, los cuales presentaron menor ancho promedio de la vegetación ribereña en el corredor, así como menor número de individuos por hectárea lo que puede ser explicado por los tipos de suelo

presentes en estos sitios (Aguiar y Ferreira, 2005; Méndez-Toribio et al., 2014). Una gran cantidad de información sugiere que el uso del suelo juega un papel importante en la explicación de la fragmentación y los patrones de cobertura ribereña (Corbacho et al., 2003; Méndez-Toribio et al., 2014). Esta situación constituye un punto de especial preocupación para la planificación y gestión de estos tramos, considerando que la fragmentación del hábitat tiene efectos negativos sobre la viabilidad de las semillas y plántulas, afectando directamente la reproducción vegetal y la estructura, la composición y el funcionamiento de los ecosistemas (Carrasco et al., 2014).

La mayor riqueza de especies se encontró en los tramos VSA y S, en comparación con los tramos SCA. Esto puede estar relacionado con los efectos del cambio en el uso del suelo debido al aumento de la perturbación humana (Díaz-Pascacio et al., 2018; Méndez-Toribio et al., 2014). Se ha reportado que a medida que aumenta la perturbación en un área, la comunidad de plantas exhibe una disminución en la calidad florística (Bowers y Boutin, 2008). Ferreira et al. (2005) reconocieron que la estructura leñosa riparia estaba relacionada con importantes alteraciones en el uso de la tierra y, evidenciaron que, tanto la proximidad como la extensión de los parches de uso del suelo, interactúan para influir en el grado de cambios en la estructura ribereña.

Los estimadores de diversidad indicaron, en todos los casos, que la riqueza potencial de especies en el área estudiada es más alta. En apoyo a los hallazgos de Méndez-Toribio et al. (2014), se sugiere que la riqueza puede limitarse a pequeños restos de vegetación a lo largo de la orilla del río. Por esta razón, el estudio en mayor detalle de la flora de este tipo de comunidad es esencial, especialmente dentro de los tramos mejor conservados (S y VSA). Aún debe completarse la descripción de la flora local e identificación de especies que tienen algún riesgo de desaparecer, así como identificar aquellas especies con potencial de uso para restaurar tramos degradados.

El número total de especies observadas (90) resultó ser baja en comparación con lo encontrado por Díaz-Pascacio et al. (2018) para el río Sabinal quienes registraron 143 especies en una cuenca con predominio de bosques tropicales bajos caducifolios y bosques tropicales subcaducifolios. Los resultados pudieran atribuirse a la discontinuidad en la vegetación de algunos de los tramos estudiados, o a la eliminación de la vegetación adyacente a las zonas riparias para establecer pastos para la alimentación del ganado (Camacho-Rico et al., 2006) lo que origina un menor grado de conservación en comparación con otras localidades. Sin embargo, también pudiera estar dado a que el diseño de muestreo empleado en este estudio, así como el tipo de vegetación y ambiente son diferentes al estudio de Díaz-Pascacio et al. (2018), donde se muestrearon todos

los árboles de los tramos y en 3 subcuencas diferentes, lo que pudo determinar que encontraran mayor número de especies.

Por otro lado, el número de especies es alto en comparación con el río La Saucedá, Durango, México, donde se reportaron 21 especies (Rodríguez-Téllez et al., 2016) y con el río Tembembe en Morelos, México donde se reportaron 74 especies en una zona de transición entre un clima templado subhúmedo y otro cálido subhúmedo (Camacho-Rico et al., 2006). Por otra parte, es similar a lo encontrado por Lott et al. (1987), quienes identificaron 105 especies en Chamela, México, donde predomina un bosque tropical subcaducifolio y por Ortiz (2019) en el río Ayuquila-Armería, Jalisco, México, quien reportó 102 especies, donde predomina el bosque tropical caducifolio. No obstante, las comparaciones con estos estudios deben tomarse con reservas, pues los métodos empleados, los tipos de ambientes y de vegetación son diferentes a los de esta investigación.

Especialmente en los tramos SCA se registró la disminución de la densidad de individuos por hectárea lo que pudiera estar relacionado con la perturbación generada por actividades antrópicas desarrolladas en las proximidades de la orilla del río, así como el efecto de borde. Las actividades antrópicas incluyeron la tala selectiva de especies, la eliminación parcial de comunidades vegetales y el ganado alimentándose en las orillas del río. Estas actividades pueden afectar la dominancia relativa y la distribución de las especies, causando la extinción local de especies raras debido a su baja densidad y abundancia (Aguar y Ferreira, 2005).

Además de las actividades antrópicas, el efecto de borde puede considerarse un factor ecológico de importancia que puede explicar parcialmente los resultados obtenidos (Murcia, 1995). Este efecto surge de la transición abrupta de un área con vegetación a pastizal o hacia un área urbana y provoca la modificación del microclima (p. ej., temperatura del aire, humedad del suelo, déficit de presión de vapor e intensidad de luz) en el continuo de vegetación (Saunders et al., 1999). Estos cambios de las condiciones ambientales provocan que los individuos estén al límite de su tolerancia fisiológica afectándose de esa forma su desempeño ecológico en términos de la supervivencia, crecimiento y reproducción (Violle et al., 2007). Sin embargo, las especies pioneras son favorecidas por estas condiciones, y aumentan su densidad cerca del borde (Rodríguez, 1997). Dadas estas condiciones, debe considerarse a las especies herbáceas y leñosas nativas, como precursoras en la recuperación de áreas degradadas, siendo las heliófitas de ciclo corto (pioneras) y las heliófitas perennes de crecimiento rápido, las más recomendables para ello (Mejía, 2005).

El Permanova mostró que la comunidad de plantas en los tramos S difiere de los tramos SCA. Esto puede explicarse por el cambio en el tipo de cobertura, las diferencias en factores de disturbio como la distancia a las zonas agropecuarias, variables topográficas como la altitud y la pendiente, y variables climáticas como la temperatura lo cual se evidenció con el NMDS (fig. 5). Al respecto, Hough-Snee et al. (2015) demostraron que la composición de la vegetación ribereña se correlacionó fuertemente con los filtros ambientales a escala del paisaje, incluida la elevación, la precipitación y la temperatura. Un estudio previo realizado por Martínez-Camilo et al. (2018) en una zona cercana de la sierra Madre de Chiapas, en la vertiente del Pacífico indicó que la diversidad de árboles presenta un patrón de disminución de la riqueza conforme se incrementa la elevación, lo que se correlacionó con la temperatura, la lluvia y las tendencias de menor perturbación humana y que hay más especies en terrenos bajos, pero en su mayoría corresponde a especies pioneras, mientras que las tardías están en zonas más altas y con menos perturbación (Martínez-Camilo et al., 2018).

Otros autores han señalado que en las comunidades tropicales la diversidad y la estructura de la vegetación varían a través del gradiente altitudinal (Sánchez-Gutiérrez et al., 2021). Se ha demostrado que los gradientes altitudinales están asociados con cambios en las variables climáticas y en las características de la vegetación ribereña, incluyendo su diversidad, así como sus propiedades estructurales y funcionales (Gregory et al., 1991; Vannote et al., 1980; Ward et al., 2002). La vegetación ribereña cambia además, por el efecto de las actividades antrópicas que modifican el paisaje (Moreno-Jiménez et al., 2019), lo cual provoca cambios en la comunidad de especies vegetales. Esto puede explicar las diferencias observadas en la comunidad de plantas de los tramos S con los de SCA, pues los primeros se encuentran a mayor altura y alejados de zonas agropecuarias, caminos y poblados, lo cual, además de la influencia del tipo de cobertura adyacente a la ribera, pueden haber influido en la composición de especies. Esto coincide con otros estudios donde se ha demostrado que las actividades agropecuarias y la urbanización influyen en la estructura y diversidad de árboles ribereños (Dummel y Pinazo, 2013; Pennington et al., 2010).

Por otro lado, los cambios observados en la composición de especies pueden explicarse por el hecho de que en los sitios SCA algunos procesos fluviales están alterados p. ej. la inundación de las riberas y la deposición de sedimentos. Estos procesos influyen en las etapas de vida de las especies ribereñas como son la dispersión de propágulos, el establecimiento de plántulas, el crecimiento y la reproducción (Goebel et al., 2012).

La familia Fabaceae fue la más representativa. Esta familia ha sido reportada también en otros estudios de vegetación ribereña tropical en México, debido al mayor número de especies en las zonas de estudio y por su mayor distribución en los bosques tropicales (Díaz-Pascacio et al., 2018; Maldonado-Sánchez y Maldonado-Mares, 2010; Moreno-Jiménez et al., 2017; Ortiz, 2019; Vázquez-Negrín et al., 2011). Por otra parte, la presencia de especies incluidas en alguna categoría de amenaza como: *Croton guatemalensis* (protección especial), *Licania arborea* (amenazada) y *Vatairea lundellii* (peligro de extinción) destacan la importancia de esta cuenca para la diversidad biológica de la vegetación ribereña en México y urge la necesidad de su conservación. La conservación de la vegetación ribereña en la cuenca Margaritas debería de hacerse con una visión integrada e incluir educación ambiental tanto para la población local como para el personal técnico, garantizar los inventarios y seguimiento cuantitativos y cualitativos a largo plazo, enmarcar las actividades económicas como la ganadería bajo gestión sostenible, y la restauración de las zonas degradadas (González et al., 2017).

Según el RQI, las zonas degradadas abarcan aproximadamente 30% de las riberas que se encuentran en estado moderado y otro 23% en estado pobre (con una moderada a alta alteración en varios de los 7 atributos evaluados, i.e., la composición de especies y la regeneración natural). Estas zonas requieren de medidas de rehabilitación o restauración para mejorar las funciones riparias hidrológicas y ecológicas. En este sentido, Díaz et al. (2007), sugieren que desde el punto de vista biológico las prácticas de manejo deben centrarse en el mantenimiento de la función ecológica y la resiliencia, que depende principalmente de las especies o de los grupos funcionales estructuralmente más importantes. En este caso, en el río Margaritas se debe dar prioridad durante la restauración a especies como *Andira inermis*, *Salix humboldtiana*, *Vachellia cornigera* (apéndice 2) que fueron las especies más importantes reportadas en el

estudio. Además se debe trabajar para eliminar o reducir los impactos en la zona ribereña de actividades antrópicas como la construcción de infraestructuras (bordes, caminos, viviendas), la agricultura y la ganadería. Esto pudiera lograrse promoviendo otras opciones de uso de las zonas de ribera, contando con alternativas e instrumentos de compensación ambiental que promuevan la reducción de las principales presiones (Meli et al., 2017).

El bosque de ribera constituye un elemento clave para la evaluación del estado ecológico de los ríos y es imperativo el desarrollo de indicadores biológicos para un manejo sustentable de estas áreas (Granados-Sánchez et al., 2006; Kotwal et al., 2008). En este sentido, el uso del RQI ha mostrado ser una buena alternativa para evaluar la condición ecológica en los ríos mexicanos, pues además de ser una forma rápida y sencilla de evaluar el estado de conservación de las riberas, también ayuda a la definición de opciones de manejo (González-del Tánago y García-de Jalón, 2006, 2011). El índice ha demostrado proveer de elementos sólidos para el desarrollo de cualquier iniciativa de manejo en una cuenca hidrográfica, de igual forma se podría evaluar el impacto de las acciones de manejo una vez realizadas. Por lo anterior, recomendamos el uso del RQI en la evaluación de la condición ecológica de los ríos en México.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca (Núm. 594836) otorgada para estudios de doctorado a la primera autora de este trabajo. A Freddy Ángel Sánchez y Sandro Torres Hernández, por su ayuda en el trabajo de campo. A Lic. José Higinio Urbina López por la cartografía de la investigación, realizada en el Laboratorio de Análisis de Información Geográfica y Estadística del Colegio de la Frontera Sur, unidad Tapachula. Agradecemos a los dos revisores anónimos por sus atinados comentarios y observaciones a versiones previas del documento.

Apéndice 1. Lista de especies leñosas encontradas en las riberas del río Margaritas según su presencia por cada tipo de cobertura. S: Selva; VSA: vegetación secundaria arbórea; SCA: sin cobertura arbórea.

Familia	Especies	S	VSA	SCA
Acanthaceae	<i>Justicia aurea</i> Schidl.	X	X	
Acanthaceae	<i>Spathacanthus parviflorus</i> Leonard	X		
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	X	X	X
Annonaceae	<i>Cymbopetalum baillonii</i> R.E. Fries (VU)*		X	
Annonaceae	<i>Rollinia mucosa</i> (Jacq.) Baill.	X		

Apéndice 1. Continúa

Familia	Especies	S	VSA	SCA
Annonaceae	<i>Sapranthus microcarpus</i> (Donn. Sm.) R. E. Fr.		X	
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana donnell-smithii</i> (Rose) Woodson	X		X
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana grandiflora</i> (Jacq.) Miers		X	
Asteraceae	<i>Vernonanthura patens</i> (Kunth) H. Rob. (LC)		X	X
Bignoniaceae	<i>Parmentiera aculeata</i> Kunth		X	
Bignoniaceae	<i>Roseodendron donnell-smithii</i> (Rose) Miranda		X	
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	X	X	X
Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.			X
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz et Pav.) Oken	X	X	
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	X	X	X
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	X	X	X
Chrysobalanaceae	<i>Couepia polyandra</i> (Kunth) Rose	X	X	X
Chrysobalanaceae	<i>Licania arborea</i> Seem. (A)			X
Clusiaceae	<i>Rheedia edulis</i> (Seem.) Planch. et Triana.	X		
Combretaceae	<i>Terminalia amazonia</i> (J.F.Gmel.) Exell	X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Acalypha macrostachya</i> Jacq. (LC)	X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Croton guatemalensis</i> Lotsy (Pr)	X		
Euphorbiaceae	<i>Croton reflexifolius</i> Kunth			X
Euphorbiaceae	<i>Omphalea oleifera</i> W.B. Hemsley	X		
Euphorbiaceae	<i>Sapium macrocarpum</i> Müll.Arg. (VU)	X		
Fabaceae	<i>Vachellia cornigera</i> (L.) Seigler et Ebinger	X	X	X
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart (LC)	X	X	
Fabaceae	<i>Andira inermis</i> (W. Wright) DC. (LC)	X	X	
Fabaceae	<i>Calliandra rubescens</i> (M.Martens et Galeotti) Standl.* (LC)		X	
Fabaceae	<i>Cojoba arborea</i> (L.) Britton et Rose (LC)			
Fabaceae	<i>Diphysa robinoides</i> (Mill.) Benth. ex Benth. et Oerst (LC)		X	X
Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.) Griseb. (LC)			X
Fabaceae	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd. (LC)	X		
Fabaceae	<i>Inga jinicuil</i> G. Don (LC)			X
Fabaceae	<i>Inga vera</i> Willd. (LC)		X	X
Fabaceae	<i>Lonchocarpus castilloi</i> Standl. (LC)		X	
Fabaceae	<i>Lonchocarpus ferrugineus</i> M. Sousa**			X
Fabaceae	<i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth. (LC)			X
Fabaceae	<i>Lonchocarpus salvadorensis</i> Pittier (LC)	X		
Fabaceae	<i>Machaerium biovulatum</i> Micheli (LC)	X		X
Fabaceae	<i>Machaerium riparium</i> Brandegee	X		
Fabaceae	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth. (LC)		X	X
Fabaceae	<i>Platymiscium dimorphandrum</i> Donn. Sm. (LC)		X	
Fabaceae	<i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr. (LC)			X

Apéndice 1. Continúa

Familia	Especies	S	VSA	SCA
Fabaceae	<i>Senna alata</i> (L.) Roxb. (LC)			X
Fabaceae	<i>Senna papillosa</i> (Britton et Rose) H.S.Irwin et Barneby (LC)	X		
Fabaceae	<i>Senna reticulata</i> (Willd.) H. S. Irwin and Barneby (LC)		X	X
Fabaceae	<i>Vatairea lundellii</i> (Standl.) Killip ex Record (P)		X	
Lauraceae	<i>Licaria capitata</i> (Cham. et Schltdl.) Kosterm.	X	X	
Lauraceae	<i>Phoebe chiapensis</i> Lundell* (LC)	X		
Lythraceae	<i>Lafoensia puniceifolia</i> DC. (Kunth) Dugand (LC)	X		
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth (LC)		X	X
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. (LC)		X	X
Malvaceae	<i>Heliocarpus appendiculatus</i> Turcz. (LC)		X	
Malvaceae	<i>Malvaviscus arboreus</i> Cav. (LC)	X	X	
Malvaceae	<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand	X	X	
Malvaceae	<i>Trichospermum mexicanum</i> (DC.) Baill.	X		
Melastomataceae	<i>Miconia argentea</i> (Sw.) DC. (LC)		X	X
Meliaceae	<i>Guarea grandifolia</i> (L.) Sleumer (LC)	X	X	
Meliaceae	<i>Trichilia hirta</i> L. (LC)		X	X
Meliaceae	<i>Trichilia martiana</i> C. DC. (LC)		X	
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i> Sw. (LC)	X		
Moraceae	<i>Ficus glabrata</i> Kunth (LC)	X		
Moraceae	<i>Ficus goldmanii</i> Standl. (LC)	X	X	
Moraceae	<i>Ficus maxima</i> Mill. (LC)		X	X
Moraceae	<i>Ficus padifolia</i> Kunth (LC)	X		
Moraceae	<i>Ficus pertusa</i> L.f. (LC)			X
Moraceae	<i>Ficus yoponensis</i> Desv. (LC)	X	X	
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L. (LC)		X	
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L. (LC)	X		
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	X		
Polygonaceae	<i>Coccoloba barbadensis</i> Jacq. (LC)	X	X	
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> (L.) Pav. ex Meisn. (LC)			X
Polygonaceae	<i>Triplaris melaenodendron</i> (Bertero) Standl. et Steyerl. (LC)	X	X	X
Rosaceae	<i>Hirtella racemosa</i> Lam. (LC)	X	X	
Rubiaceae	<i>Chomelia brachypoda</i> Donn.Sm. (LC)	X		
Rubiaceae	<i>Palicourea padifolia</i> (Roem. et Schult.) C.M.Taylor et Lorence	X	X	
Salicaceae	<i>Casearia corymbosa</i> Kunth		X	
Salicaceae	<i>Salix humboldtiana</i> Willd. (LC)		X	X
Salicaceae	<i>Xylosma chlorantha</i> Donn.Sm. (LC)	X	X	
Sapindaceae	<i>Matayba scrobiculata</i> Radlk. (LC)	X		
Sapindaceae	<i>Serjania mexicana</i> (L.) Willd.		X	
Sapindaceae	<i>Thouinidium decandrum</i> (Humb. et Bonpl.) Radlk.		X	

Apéndice 1. Continúa

Familia	Especies	S	VSA	SCA
Sapotaceae	<i>Manilkara sapota</i> (L.) van Royen	X		
Sapotaceae	<i>Pouteria campechiana</i> (Kunth) Baehni (LC)		X	
Sapotaceae	<i>Sideroxylon persimile</i> (Hemsl.) T.D. Penn. (LC)	X		
Solanaceae	<i>Cestrum nocturnum</i> L. (LC)	X	X	
Urticaceae	<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol. (LC)	X	X	
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd. (LC)	X	X	
Urticaceae	<i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Gaudich. ex Griseb. (LC)	X	X	

Apéndice 2. Valor de importancia relativa (VIR) de las especies leñosas identificadas en los 13 tramos de muestreo en el río Margaritas, Chiapas, México

Especies	Dominancia relativa (100 %)	Abundancia relativa (100 %)	Frecuencia relativa (100 %)	VIR (300 %)
<i>Andira inermis</i> (W. Wright) Kunth ex DC.	10.49	8.74	4.55	23.78
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	12.05	8.28	2.92	23.26
<i>Vachellia cornigera</i> (L.) Seigler et Ebinger	2.68	9.37	6.17	18.22
<i>Ficus pertusa</i> L.f.	13.47	0.18	0.65	14.31
<i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr.	7.29	4.91	1.62	13.83
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	3.79	3.28	1.95	9.01
<i>Ficus maxima</i> Mill.	2.93	3.18	2.60	8.71
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	2.99	2.46	3.25	8.70
<i>Inga vera</i> Willd.	2.98	2.73	2.60	8.31
<i>Justicia aurea</i> Schidl.	0.89	3.91	2.27	7.07
<i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Gaudich. ex Griseb.	0.91	3.09	2.92	6.92
<i>Acalypha macrostachya</i> Jacq.	0.65	4.28	1.95	6.88
<i>Triplaris melaenodendron</i> (Bertero) Standl. et Steyererm.	1.68	2.55	2.60	6.82
<i>Couepia poliandra</i> (Kunth) Rose	2.57	1.73	2.27	6.58
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	2.13	2.73	1.30	6.15
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	1.72	1.36	2.60	5.68
<i>Spondias mombin</i> L.	2.96	0.73	1.95	5.64
<i>Senna reticulata</i> (Willd.) H. S. Irwin and Barneby	0.50	2.55	2.27	5.32
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd	0.57	2.46	2.27	5.30
<i>Diphysa robinoides</i> (Mill.) Benth. ex Benth. et Oerst	0.83	1.55	2.92	5.30
Especies raras	25.9	29.9	48.4	104.2

Apéndice 3. Valor de importancia relativa (VIR) de las 2 especies leñosas estructuralmente más importantes en los 13 tramos de muestreo en el río Margaritas, Chiapas, México. S: Selva; VSA: vegetación secundaria arbórea; SCA: sin cobertura arbórea.

Tramo	Tipo de cobertura	Especies	Dominancia relativa (100 %)	Abundancia relativa (100 %)	Frecuencia relativa (100 %)	VIR (300 %)
S1	S	<i>Justicia aurea</i>	11.7	39.4	11.5	62.6
		<i>Trema micrantha</i>	30.2	8.5	7.7	46.4
S2		<i>Brosimum alicastrum</i>	30.0	1.0	2.9	34.1
		<i>Acalypha macrostachya</i>	2.0	14.1	8.6	24.5
S3	VSA	<i>Spondias mombin</i>	35.1	3.4	5.7	44.1
		<i>Vachellia cornigera</i>	5.1	15.1	5.7	25.9
VSA1		<i>Andira inermis</i>	21.3	17.2	9.3	47.8
		<i>Ficus maxima</i>	26.1	3.1	3.7	32.9
VSA2	VSA	<i>Acalypha macrostachya</i>	10.1	26.0	8.3	44.4
		<i>Urera baccifera</i>	9.6	22.1	12.5	44.2
VSA3		<i>Guazuma ulmifolia</i>	14.3	25.7	12.0	52.0
		<i>Couepia poliantha</i>	19.9	12.2	4.0	36.0
VSA4	VSA	<i>Acacia cornigera</i>	13.9	30.7	13.0	57.6
		<i>Calliandra rubescens</i>	15.4	16.1	6.5	38.0
VSA5		<i>Andira inermis</i>	35.2	44.6	22.2	102.0
		<i>Salix humboldtiana</i>	34.8	5.4	16.7	56.9
VSA6	SCA	<i>Salix humboldtiana</i>	83.1	56.3	30.8	170.2
		<i>Acacia cornigera</i>	3.2	18.8	23.1	45.0
SCA1		<i>Inga vera</i>	21.1	16.5	10.3	48.0
		<i>Trema micrantha</i>	20.2	12.9	6.9	40.1
SCA2	SCA	<i>Samanea saman</i>	38.1	41.9	22.7	102.8
		<i>Bursera simaruba</i>	12.6	19.4	13.6	45.6
SCA3		<i>Andira inermis</i>	76.1	42.9	27.3	146.2
		<i>Ficus maxima</i>	7.4	16.7	18.2	42.3
SCA4	SCA	<i>Ficus pertusa</i>	50.8	2.9	8.3	62.1
		<i>Samanea saman</i>	14.3	22.1	16.7	53.0

Referencias

- Aguilar, F. C. y Ferreira, M. T. (2005). Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation*, 32, 30–41. <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892905001992>
- Barquín, J., Fernández, D., Álvarez-Cabria, M. y Penas, F. (2011). Riparian quality and habitat heterogeneity assessment in Cantabrian rivers. *Limnetica*, 30, 329–346.
- Bowers, K. y Boutin, C. (2008). Evaluating the relationship between floristic quality and measures of plant biodiversity along stream bank habitats. *Ecological Indicators*, 8, 466–475. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.05.001>
- Camacho-Rico, F., Trejo, I. y Bonfil, C. (2006). Structure and composition of riparian vegetation canyon river Tembembe, Morelos, México. *Botanical Sciences*, 78, 17–31. <https://doi.org/10.17129/botsci.1718>
- Carabias, J. L., Provencio, E., Maza, E. J. y Hernández, Y. A. (1998). *Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera El Triunfo*. Instituto Nacional de Ecología y Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México.
- Carrasco, S., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Bertrán, C., Tapia, J. y 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 Botánica*, 71, 1–9. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432014000100002>
- Ceccon, E. (2003). Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias*, 72, 46–53.
- Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11, 265–270.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K. y Shen, T. J. (2005). Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencia y abundancia. En G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (Eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma* (pp. 85–108), España: Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)/ Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/ Grupo Diversitas México y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. et al. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45–67. <http://dx.doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao, A. y Lee, S. M. (1992). Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87, 210–217. <http://dx.doi.org/10.1080/01621459.1992.10475194>
- Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (2019). Plataforma Web de Consulta. Recuperado el 07 octubre, 2019 de: enciclopedia.mx
- Conagua (Comisión Nacional del Agua). (2009). *Atlas del agua en México*. Semarnat (Eds.) México, D.F. Recuperado el 14 mayo, 2019 de: <http://cenca.imta.mx/pdf/SGP-25A-Atlas.pdf>
- Corbacho, C., Sánchez, J. M. y Costillo, E. (2003). Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 95, 495–507. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00218-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00218-9)
- Daniel, H., Bernez, I. y Haury, J. (2006). Relationships between macrophytic vegetation and physical features of river habitats: the need for a morphological approach. *Hydrobiologia*, 570, 11–17. <https://doi.org/10.1051/limn/2018027>
- de la Lanza-Espino, G., González-Villela, R., González-Mora, I. D. y Hernández-Pulido, S. (2018). Caudal ecológico de ciertos ríos que descargan al Golfo de México y al Pacífico Mexicano. *Ribagua*, 5, 3–15. <https://doi.org/10.1080/23863781.2018.1442187>
- Demissie, T. A., Saathoff, F., Seleshi, Y. y Gebissa, A. (2013). Evaluating the Effectiveness of Best Management Practices in Gilgel Gibe Basin Watershed-Ethiopia. *Journal of Civil Engineering and Architecture*, 7, 1240–1252. <https://doi.org/10.17265/1934-7359%2F2013.10.007>
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K. y Robson, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 20684–20689. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704716104>
- Díaz-Pascacio, E., Ortega-Argueta, A., Castillo-Uzcanga, M. M. y Ramírez-Marcial, N. (2018). Influence of land use on the riparian zone condition along an urban-rural gradient on the Sabinal River, Mexico. *Botanical Sciences*, 96, 180–199. <https://doi.org/10.17129/botsci.1858>
- Dummel, C. J. y Pinazo, M. (2013). Efecto de variables de paisaje y de rodal sobre la diversidad de especies arbóreas en el sotobosque de plantaciones de *Pinus taeda* en la provincia de Misiones, Argentina. *Bosque*, 34, 331–342. <https://doi.org/10.4067/s0717-92002013000300009>
- Fernandes, M. R., Aguiar, F. C. y Ferreira, M. T. (2011). Assessing riparian vegetation structure and the influence of land use using landscape metrics and geostatistical tools. *Landscape and Urban Planning*, 99, 166–177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.001>
- Fernández, L., Rau, J. y Arriagada, A. (2009). Calidad de la vegetación ribereña del río Maullín (41° 28'S; 72° 59'O) utilizando el índice QBR. *Gayana Botánica*, 66, 269–278. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432009000200011>
- Ferreira, M. T., Aguiar, F. C. y Nogueira, C. (2005). Changes in riparian woods over space and time: influence of environment and land use. *Forest Ecology and Management*, 212, 145–159. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.010>
- Fick, S. E. y Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37, 4302–4315.
- Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E. y Hurley, M. D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10, 199–214. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01867358>
- Gálvez-Marroquín, M. (2017). *Impacto de la canalización del río Vado Ancho sobre la cuenca baja, laguna Panzacola y la pesquería (Tesis de maestría)*. El Colegio de la Frontera Sur, Tapachula, Chiapas, México.
- Gantes, P., Falco, L. y Caro, A. S. (2014). Efecto del ganado sobre la estructura de la vegetación en las riberas de un arroyo pampeano. *Biología Acuática*, 2014, 123–131.
- García, E. (1988). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. México D.F.: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- GBIF (Global Biodiversity Information Facility). (2019). Global Biodiversity Information Facility. Recuperado el 03 Octubre, 2019 de: <https://www.gbif.org/es/>
- Goebel, P. C., Pregitzer, K. S. y Palik, B. J. (2012). Influence of flooding and landform properties on riparian plant communities in an old-growth northern hardwood watershed. *Wetlands*, 32, 679–691. <https://doi.org/10.1007/s13157-012-0300-1>

- González-del Tánago, M. y García-de Jalón, D. (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30, 0235–254. <https://doi.org/10.23818/limn.30.18>
- González-del Tánago, M., García-de Jalón, D., Lara, F. y Garilleti, R. (2006). Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil*, 143, 97–108.
- González-del Tánago, M. y García-de Jalón, D. (2006). Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica*, 25, 389–402. <https://doi.org/10.23818/limn.25.27>
- González, E., Felipe-Lucia, M. R., Bourgeois, B., Boz, B., Nilsson, C., Palmer, G. et al. (2017). Integrative conservation of riparian zones. *Biological Conservation*, 211, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.035>
- Gordon, E. y Meentemeyer, R. K. (2006). Effects of dam operation and land use on stream channel morphology and riparian vegetation. *Geomorphology*, 82, 412–429. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.001>
- Granados-Sánchez, D., Hernández-García, M. A. y López-Ríos, G. F. (2006). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 12, 55–69.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A. y Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41, 540–551. <http://dx.doi.org/10.2307/1311607>
- Hammer, O., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. (2012). PAST—Palaeontological Statistics, v. 3.21. Recuperado el 9 de octubre, 2018 de: <http://folk.uio.no/ohammer/past>
- Hernández-Hernández, J. L. (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, Tapachula, Chiapas, México.
- Hough-Snee, N., Roper, B. B., Wheaton, J. M. y Lokteff, R. L. (2015). Riparian vegetation communities of the American Pacific Northwest are tied to multi-scale environmental filters. *River Research and Applications*, 31, 1151–1165. <https://doi.org/10.1002/rra.2815>
- Howard, A. D. (1992). Modeling channel migration and floodplain sedimentation in meandering streams. En P.A. Carling y G.E. Petts (Eds.), *Lowland rivers: geomorphological perspectives* (pp. 1–41). Chichester: John Wiley y Sons.
- Hubble, T. C. T., Docker, B. B. y Rutherford, I. D. (2010). The role of riparian trees in maintaining riverbank stability: a review of Australian experience and practice. *Ecological Engineering*, 36, 292–304. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.04.006>
- IBUNAM (Instituto de Biología, UNAM). (2019). Portal de datos abiertos UNAM. Recuperado el 05 Noviembre, 2019 de: <https://datosabiertos.unam.mx/biodiversidad/>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2002). *Conjunto de datos vectorial edafológico*. Escala 1:250 000 Serie III (Continuo Nacional). INEGI-México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2013). *Conjunto de datos vectorial vegetación y uso del suelo*. Escala 1:250 000 Serie V (Continuo Nacional). INEGI-México.
- JSTOR (2019). Global Plants (JSTOR). Recuperado el 05 Septiembre, 2019 de: <https://plants.jstor.org/>
- Kotwal, P. C., Omprakash, M. D., Gairola, S. y Dugaya, D. (2008). Ecological indicators: Imperative to sustainable forest management. *Ecological Indicators*, 8, 104–107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.01.004>
- Kutschker, A., Brand, C. y Miserendino, M. L. (2009). Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral*, 19, 19–34.
- Lite, S. J., Bagstad, K. J. y Stromberg, J. C. (2005). Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments*, 63, 785–813. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.03.026>
- López, W., Salinas, E. y Reynoso, R. (2011). *Conectividad hídrica entre municipios, cuencas y Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas, México*. Potencial para la creación de un mercado local de agua. México D.F.: INIFAP/ FONCET/ CFE.
- Lott, E. J., Bullock, S. H. y Solis-Magallanes, J. A. (1987). Floristic diversity and structure of upland and arroyo forests of coastal Jalisco. *Biotropica*, 19, 228–235. <https://doi.org/10.2307/2388340>
- Lowrance, R., Altier, L. S., Williams, R. G., Inamdar, S. P., Sheridan, J. M., Bosch, D. D. et al. (2000). REMM: The riparian ecosystem management model. *Journal of Soil and Water Conservation*, 55, 27–34.
- Martínez-Camilo, R., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Cayuela, L. y Pérez-Farrera, M. Á. (2018). Tropical tree species diversity in a mountain system in southern Mexico: local and regional patterns and determinant factors. *Biotropica*, 50, 499–509. <https://doi.org/10.1111/btp.12535>
- Malanson, G. P. (1993). *Riparian landscapes*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Maldonado-Sánchez, E. A. y Maldonado-Mares, F. (2010). Estructura y diversidad arbórea de una selva alta perennifolia en Tacotalpa, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*, 26, 235–245.
- Malmqvist, B. y Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29, 134–153. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000097>
- Meek, C. S., Richardson, D. M. y 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. *Biological Conservation*, 143, 156–164. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.021>
- Mejía, A. R. (2005). Propuesta metodológica para seleccionar especies pioneras leñosas con fines de restauración ecológica, dentro de La Reserva Biológica Cachalú (Encino-Santander). *Colombia Forestal*, 9, 52–59. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2005.1.a04>
- Meli, P., Ruiz, L., Aguilar, R., Rabasa, A., Rey-Benayas, J. M. y Carabias, J. (2017). Bosques ribereños del trópico húmedo de México: un caso de estudio y aspectos críticos para una restauración exitosa. *Madera y Bosques*, 23, 181–193. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311118>

- Méndez-Toribio, M., Zermeno-Hernández, I. e Ibarra-Manríquez, G. (2014). Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. *Plant Ecology*, 215, 285–296. <https://doi.org/10.1007/s11258-014-0297-z>
- Mendoza-Cariño, M., Quevedo-Nolasco, A., Bravo-Vinaja, A., Flores-Magdaleno, H., de la Isla-de Bauer, M. L., Gavi-Reyes, F. et al. (2014). Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva ley general de aguas de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30, 407–414.
- Miller, D., Luce, C. y Benda, L. (2003). Time, space, and episodicity of physical disturbance in streams. *Forest Ecology and Management*, 178, 121–140. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00057-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00057-4)
- Minchin, P. R. (1987) An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio*, 69, 89–108. <https://doi.org/10.1007/bf00038690>
- Miranda, F. (1952). *La vegetación de Chiapas*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas: Ediciones del Gobierno del Estado.
- Miranda, F. y Hernández, X. E. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 28, 29–179. <https://doi.org/10.17129/botsci.1084>
- Moreno-Jiménez, V., Castillo-Acosta, O., Gama-Campillo, L., Zavala-Cruz, J. y Ortiz-Pérez, M. A. (2017). Relación de vegetación ribereña y propiedades del suelo en un afluente del río Tacotalpa, Tabasco, México. *Madera y Bosques*, 23, 91–109. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.231510>
- Moreno-Jiménez, V., Gama-Campillo, L. M., Romero-García, A., Ochoa-Gaona, S., Contreras-Sánchez, W. M., Jiménez-Pérez, N. D. C. et al. (2019). Características del paisaje y su relación con la diversidad y estructura de la vegetación ribereña del sureste de México. *Acta Botanica Mexicana*, 126, e1487. <https://doi.org/10.21829/abm126.2019.1487>
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR). Santa Cruz, Bolivia.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N. y Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 147–163. <https://doi.org/10.1002/aqc.529>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10, 58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Naiman, R. J., Décamps, H. y McClain, M. E. (2005). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. London: Academic Press.
- Naiman, R. J. y Décamps, H. (1990). *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. París: CRC Press.
- Nájera, G. O., Bojórquez, S. J. I., Cifuentes, L. J. L. y Marcelino, F. S. (2010). Cambio de cobertura y uso del suelo en la cuenca del río Mololoa, Nayarit. *Bio Ciencias*, 1, 19–29. https://doi.org/10.15741/rev_bio_ciencias.v1i1.8
- Nené-Preciado, A. J., Sansón, G. G., Mendoza, M. E. y Bátiz, F. D. A. S. (2017). Cambio de cobertura y uso de suelo en cuencas tropicales costeras del Pacífico central mexicano. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 2017, 64–81. <https://doi.org/10.14350/rig.56770>
- Ortiz, C. I. (2019). *Los corredores ribereños en la cuenca del río Ayuquila-Armería en México. Vegetación ribereña y calidad de las riberas*. Guadalajara: Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa Sur.
- Osorio, L. P., Mas, J. F., Guerra, F. y Maass, M. (2015). Análisis y modelación de los procesos de deforestación: un caso de estudio en la cuenca del río Coyuquilla, Guerrero, México. *Investigaciones Geográficas*, 1, 60–74. <https://doi.org/10.14350/rig.43853>
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N. et al. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21, 115–133.
- Pennington, D. N., Hansel, J. R. y Gorchoy, D. L. (2010). Urbanization and riparian forest woody communities: diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biological Conservation*, 143, 182–194. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.002>
- QGIS: Equipo de Desarrollo (2019). Sistema de información geográfica QGIS. Proyecto de Fundación Geoespacial de código abierto. Recuperado el 15 de diciembre de 2020 de: <https://qgis.org/es>
- R Development Core Team (2018). R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna. Recuperado el 20 Enero, 2020 de: www.R-project.org
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P. et al. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13, 126–139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>
- Rodríguez, E. (1997). Fragments size, edge effects and species extinction in North Parana, Brasil: a 5 years report. In *Symposium and Annual Meeting. Tropical Diversity, Origins, Maintenance and Conservation*. San José, Costa Rica, Organization for Tropical Studies.
- Rodríguez-Hinostroza, M. K. (2019). *Diseño de un puente tipo losa y un puente viga losa hasta 20m de luz, en el distrito de Chilca-2017 (Tesis Profesional de Ingeniería Civil)*. Universidad Continental. Huancayo, Perú.
- Rodríguez-Téllez, E., García-de Jalón, D., Pérez-López, M. E., Torres-Herrera, S. I., Ortiz-Carrasco, R., Pompa-García, M. et al. (2016). Caracterización de la calidad ecológica del bosque de galería del río La Saucedá, Durango, México. *Hidrobiológica*, 26, 35–40. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n1/Rodriguez>
- Romero, B. C., López, J. T. y González, F. M. C. (2020). Análisis de cambios en las coberturas y usos de suelo de la cuenca del río Cuale, Jalisco, México. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 67, 1–18. <https://doi.org/10.5565/rev/dag.554>

- Romero, F. I., Cozano, M. A., Gangas, R. A. y Naulin, P. I. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35, 3–12. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000100001>
- Sánchez-Gutiérrez, F., Valdez-Hernández, J. I., Hernández-de la Rosa, P., Sánchez-Escudero, J., Sol-Sánchez, A., Castillejos-Cruz, C. et al. (2021). Estructura y composición arbórea en un gradiente altitudinal del Área Natural Protegida Metzabok, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 69, 12–22. <http://dx.doi.org/10.15517/RBT.V69I1.40689>
- Saunders, S. C., Chen, J., Drummer, T. D. y Crow, T. R. (1999). Modeling temperature gradients across edges over time in a managed landscape. *Forest Ecology and Management*, 117, 17–31. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00468-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00468-X)
- Scott, M. L., Nagler, P. L., Glenn, E. P., Valdes-Casillas, C., Erker, J. A., Reynolds, E. W. et al. (2009). Assessing the extent and diversity of riparian ecosystems in Sonora, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 18, 247–269. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008-9473-6>
- Semarnat (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, *Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo*. Recuperado el 21 Octubre, 2015 de: www.gob.mx/profepa/documentos/norma-oficial-mexicana-nom-059-semarnat-2010
- Sirombra, M. G. y Mesa, L. M. (2010). Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 58, 499–510. <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i1>
- Sirombra, M. G. y Mesa, L. M. (2012). A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. *Ecological Indicators*, 20, 324–331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.021>
- Suárez, M. L. y Vidal-Abarca, M. R. (2000). Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera QBR (Munné et al., 1998) a los cauces fluviales de la Cuenca del río Segura. *Tecnología del Agua*, 201, 33–45.
- Sunil, C., Somashekar, R. K. y Nagaraja, B. C. (2010). Riparian vegetation assessment of Cauvery River basin of South India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 170, 545–553. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1256-3>
- Tabacchi, E., Planty-Tabacchi, A. M., Salinas, M. J. y Décamps, H. (1996). Landscape structure and diversity in riparian plant communities: a longitudinal comparative study. *Rivers Research and Applications*, 12, 367–390. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199607\)12:4/5<367::AID-RRR424>3.0.CO;2-X](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199607)12:4/5<367::AID-RRR424>3.0.CO;2-X)
- Taboada, M. A. y Micucci, S. N. (2009). Respuesta de las propiedades físicas de tres suelos de la Pampa Deprimida al pastoreo rotativo. *Ciencia del Suelo*, 27, 147–157.
- Tiegs, S. D., Costello, D. M., Isken, M. W., Woodward, G., McIntyre, P. B., Gessner, M. O. et al. (2019). Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. *Science Advances*, 5, eaav0486. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav0486>
- Tovilla, C. (2005). Agonía y desaparición de los ríos y humedales en la costa de Chiapas. *Ecofronteras*, 25, 5–8.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). (2019). The IUCN Red List of Threatened Species. Recuperado el 05 Noviembre, 2019 de: www.iucnredlist.org
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. y Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Vázquez-Negrín, I., Castillo-Acosta, O., Valdez-Hernández, J. I., Zavala-Cruz J. y Martínez-Sánchez, J. L. (2011). Estructura y composición florística de la selva alta perennifolia en el Ejido Niños Héroes Tenosique, Tabasco, México. *Polibotánica*, 32, 41–61.
- Villarreal, M. L., Drake, S., Marsh, S. E. y McCoy, A. L. (2012). The influence of wastewater subsidy, flood disturbance and neighbouring land use on current and historical patterns of riparian vegetation in a semi-arid watershed. *River Research and Applications*, 28, 1230–1245. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.1510>
- Villaseñor, J. L. (2016). Catálogo de las plantas vasculares nativas de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 559–902. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.017>
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. et al. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116, 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, D. B. y Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47, 517–539. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x>
- Whittaker, R. H. (1965). Dominance and diversity in land plant communities: numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science*, 147, 250–260.
- Yuan, Y., Bingner, R. L. y Locke, M. A. (2009). A review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. *Ecohydrology*, 2, 321–336. <https://doi.org/10.1002/eco.82>