






**Acta Botanica  
Mexicana**

# Características del paisaje y su relación con la diversidad y estructura de la vegetación ribereña del sureste de México

## Landscape characteristics and its relationships with the diversity and structure of riparian vegetation of southeastern Mexico

Victorio Moreno-Jiménez<sup>1</sup> , Lilia M. Gama-Campillo<sup>1,3</sup> , Alejandro Romero-García<sup>1</sup> , Susana Ochoa-Gaona<sup>2</sup> , Wilfrido M. Contreras-Sánchez<sup>1</sup> , Nelly del C. Jiménez-Pérez<sup>1</sup> , Ena E. Mata-Zayas<sup>1</sup> 

### Resumen:

**Antecedentes y Objetivos:** El cambio de uso del suelo generado por actividades humanas, ha fragmentado los corredores ribereños causando cambios en la diversidad y estructura de su vegetación. El objetivo de este estudio fue comparar la diversidad, estructura y similitud florística en cinco sitios del río Tacotalpa en Tabasco, México, relacionando las variables de vegetación con métricas del paisaje.

**Métodos:** Se realizó un muestreo en cinco sitios del río Tacotalpa: Tapijulapa (s1), Arroyo Chispa (s2), Nuevo Madero (s3), Mexiquito (s4) y Oxolotán (s5). En cada sitio se establecieron 20 unidades de muestreo de 10 × 10 m. Los árboles y arbustos con un DAP ≥ 1 cm fueron censados. La diversidad y estructura se comparó con un ANOVA de un factor. La similitud florística entre sitios se comparó con un cluster Bray-Curtis correlación de Pearson y ACP entre las variables de vegetación y métricas del paisaje, usando PAST y SPSS.

**Resultados clave:** Se registraron 2589 individuos en 38 familias, 92 géneros y 119 especies. La diversidad <sup>0</sup>D del s2 fue estadísticamente menor que en s1 y s3, mientras que <sup>1</sup>D fue similar en los cinco sitios. La densidad de árboles del s1 fue significativamente mayor que s2, s3 y s5. Los promedios del DAP y altura del s1 fueron bajos, mostrando significancia con el s2 (p < 0.05). La similitud florística osciló entre 0.41 a 0.58. La diversidad orden <sup>0</sup>D, las especies arbustivas y la densidad de árboles se correlacionaron positivamente con algunas de las métricas del paisaje. La diversidad <sup>1</sup>D y especies arbóreas se correlacionaron positivamente con la distancia de carretera pavimentada, y la altura con la de terracería.

**Conclusiones:** Las diferencias entre los sitios sugieren que existen diferentes niveles de perturbación en el río Tacotalpa. Las correlaciones positivas entre las variables de vegetación y métricas del paisaje indican que las infraestructuras cercanas a la ribera modifican la diversidad y estructura de la vegetación ribereña.

**Palabras clave:** bosque ribereño, correlación, densidad arbórea, diversidad verdadera, perturbación.

### Abstract:

**Background and Aims:** Land use change generated by human activities has fragmented riparian corridors causing changes in the diversity and structure of its vegetation. The objective of this study was to compare the diversity, structure and floristic similarity in five sites of the Tacotalpa River, Tabasco, Mexico, related to vegetation variables with landscape metrics.

**Methods:** Sampling was performed at five sites of the Tacotalpa River: Tapijulapa (s1), Arroyo Chispa (s2), Nuevo Madero (s3), Mexiquito (s4) and Oxolotán (s5). At each site, 20 sampling units of 10 × 10 m were established. Trees and shrubs with a DBH ≥ 1 cm were counted. The diversity and structure were compared with a one-way ANOVA. The floristic similarity between sites was compared with a Bray-Curtis cluster, Pearson correlation and PCA between vegetation variables and landscape metrics, using PAST and SPSS.

**Key results:** There were 2589 individuals in 38 families, 92 genera and 119 species. The diversity <sup>0</sup>D of s2 was statistically lower than s1 and s3, while <sup>1</sup>D was similar in the five sites. The tree density of s1 was significantly greater than in s2, s3 and s5. The averages of DHB and height of s1 were low, showing significance with s2 (p < 0.05). The floristic similarity ranged from 0.41 to 0.58. Order <sup>0</sup>D diversity, shrub species and tree density correlated positively with some of the landscape metrics. The <sup>1</sup>D diversity and tree species correlated positively with the paved road distance, and height with the dirt road.

**Conclusions:** The differences between the sites suggest that there are different levels of disturbance along the Tacotalpa River. Positive correlations between vegetation variables and landscape metrics indicate that infrastructures near the river modify the diversity and structure of the riparian vegetation.

**Key words:** correlation, disturbance, riparian forest, tree density, true diversity.

1 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas, Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5, entronque a Bosques de Saloya, 86150 Villahermosa, Tabasco.

2 El Colegio de la Frontera Sur, Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad, Av. Rancho Polígono No. 2ª, Col. Ciudad Industrial, 24500 Lerma, Campeche, Campeche.

3 Autor para la correspondencia: [lillygama@yahoo.com](mailto:lillygama@yahoo.com)

Recibido: 11 de diciembre de 2018.

Revisado: 1 de abril de 2019.

Aceptado por Moisés Méndez Toribio: 20 de mayo de 2019.

Publicado Primero en línea: 14 de junio de 2019.

Publicado: Acta Botanica Mexicana 126 (2019).

Citar como:

Moreno-Jiménez, V., L. M. Gama-Campillo, A. Romero-García, S. Ochoa-Gaona, W. M. Contreras-Sánchez, N. del C. Jiménez-Pérez y E. E. Mata-Zayas. 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. DOI: 10.21829/abm126.2019.1487



Este es un artículo de acceso abierto bajo la licencia Creative Commons 4.0 Atribución-Non Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional).

e-ISSN: 2448-7589

## Introducción

Los bosques ribereños son de los ecosistemas más vulnerables al cambio de uso del suelo generado por actividades humanas como la agricultura, ganadería, transporte, comunicación y urbanización (Apan et al., 2002; Burton et al., 2005, 2009; Vásquez et al., 2015). Estas actividades han provocado pérdidas y cambios en la diversidad, estructura y dinámica en los ecosistemas ribereños (Yoshida y Oka, 2004; Richardson y Rejmánek, 2011), afectando sustancialmente los servicios ecosistémicos de las riberas (Naiman et al., 2000; Meli et al., 2017). En comunidades tropicales la diversidad y estructura de la vegetación varían a través del gradiente altitudinal (Acosta et al., 2008; García y Wollmann, 2012) y por el efecto de las actividades antropogénicas (Apan et al., 2002, Burton et al., 2005; Sunil et al., 2010; Dummel y Pinazo, 2013), lo cual genera cambios en la comunidad de especies vegetales (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2016).

Los bosques ribereños tienen múltiples funciones, entre las más importantes se pueden mencionar: la reducción de sedimentos y contaminantes hacia los sistemas acuáticos, la mitigación de inundaciones, mantenimiento y distribución de nutrientes de suelo a lo largo del río (Granados-Sánchez et al., 2006; Nilsson y Renöfält, 2008; Arthington et al., 2010). Además, los bosques ribereños proveen recursos para la sobrevivencia de las poblaciones aledañas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Garrido et al., 2010; Meli et al., 2017). Dada la importancia y la información aún escasa sobre los ecosistemas ribereños y su influencia con las actividades antropogénicas en áreas adyacentes en el estado de Tabasco y el sureste de México, surge la necesidad de evaluar a escala local, la diversidad y estructura de la vegetación ribereña y su relación con algunas métricas del paisaje. Los sitios de estudio forman parte de los hábitats críticos para la conservación de la especie arbórea *Recchia simplicifolia* Wendt & Lott (Wendt y Lott, 1985; Moreno-Jiménez et al., 2017). The World Conservation Monitoring Centre (1998) cataloga a esta especie como en Peligro de extinción (EN), por lo que los sitios pueden ser considerados como refugio para la especie; así como otros grupos taxonómicos asociados al corredor ribereño (aves, mamíferos, anfibios y reptiles). De acuerdo con Wendt y Lott (1985), estas áreas presentan fuertes afinidades florísticas y pudieron haber servido como refugio de flora tropical durante los

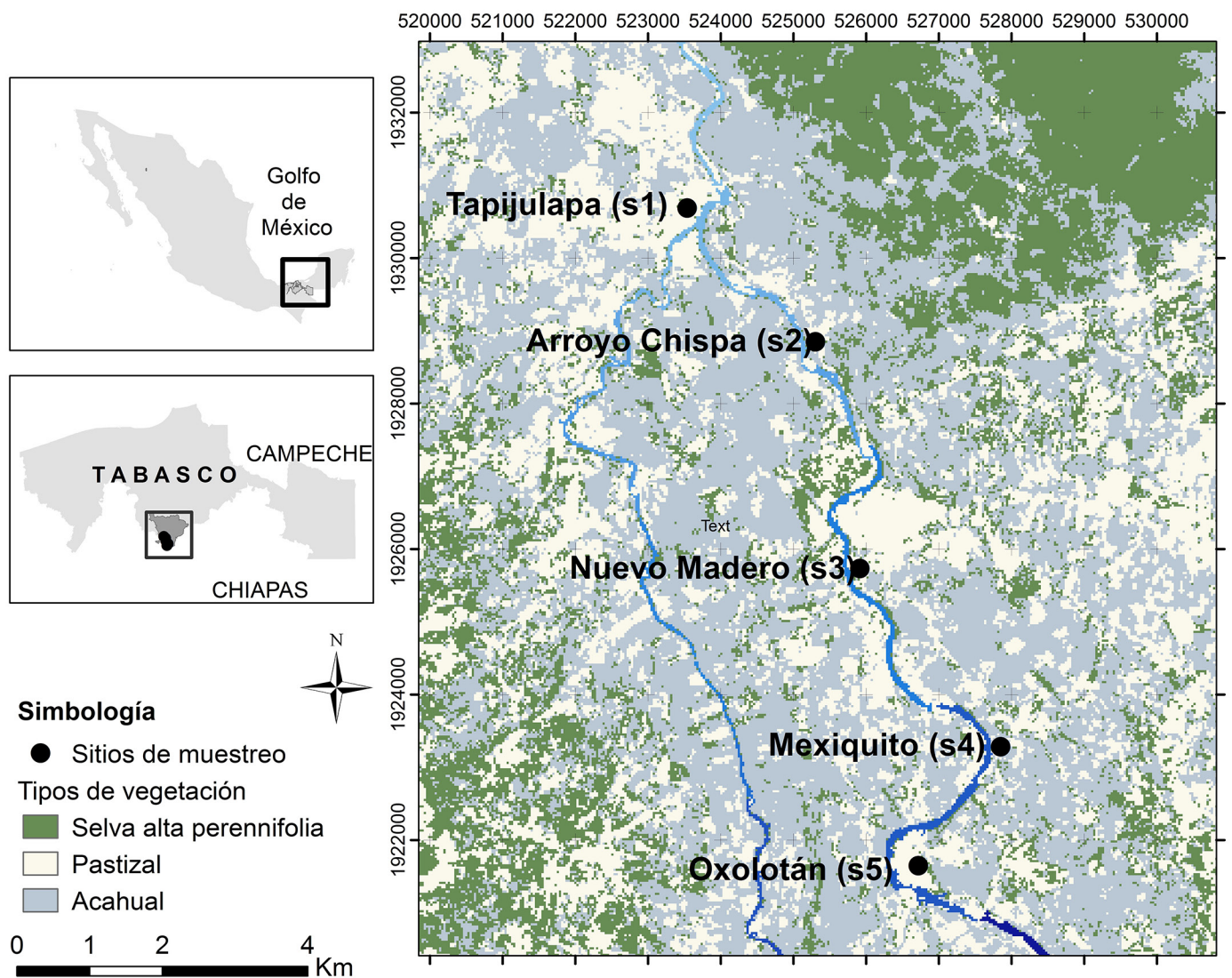
climas adversos del Pleistoceno. Además, los sitios forman parte del Parque Estatal La Sierra de Tabasco y del Corredor Biológico Mesoamericano, lo cual realza la importancia de evaluar las condiciones actuales de la vegetación ribereña, que servirá como base científica para la generación de estrategias de restauración y conservación de los sistemas ribereños en ríos tropicales. El presente estudio planteó las siguientes preguntas de investigación: ¿existen diferencias en los atributos de la vegetación ribereña en los cinco sitios situados a lo largo del gradiente ribereño? y ¿existe alguna relación con las métricas del paisaje en áreas adyacentes del río Tacotalpa? En ese sentido, de acuerdo a los datos registrados de presiones antropogénicas en la región, se esperaba encontrar diferencias en la diversidad y la estructura de la vegetación ribereña, así como algunas correlaciones entre las métricas del paisaje.

El objetivo de este estudio fue comparar la diversidad y estructura de la vegetación ribereña en cinco sitios del río Tacotalpa, Tabasco, México y relacionar las variables de la vegetación ribereña con las métricas del paisaje.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la subcuenca del río Tacotalpa del municipio Tacotalpa, Tabasco y pertenece a la cuenca río Grijalva-Villahermosa en su porción media y a las corrientes de agua con el nombre Tacotalpa-Sierra de clave RH30Dj (INEGI, 2000). El área colinda al norte con los municipios de Jalapa y Macuspana, Tabasco, rodeada al sur, oeste y este por el estado de Chiapas (Fig. 1). Fisiográficamente pertenece a la Sierra Norte de Chiapas (Ortiz-Pérez et al., 2005). El clima es cálido húmedo con lluvias todo el año Af(m), con una temperatura media anual de 25.6 °C, siendo la máxima media mensual de 29.2 °C en mayo y la mínima de 22 °C en diciembre. La precipitación anual es de 3458 mm (García, 2004). La subcuenca se encuentra entre 40 y 620 m s.n.m., en relieves de colinas, laderas inclinadas, escarpadas, sobre rocas calizas y rocas lutitas, en algunas áreas sobre lutitas areniscas y sedimentos aluviales en las partes bajas (SGM, 2005; Zavala-Cruz et al., 2011). La vegetación original que se encuentra en las partes altas de la subcuenca pertenece a la selva alta perennifolia, compuesta con especies como ramón (*Brosimum alicastrum* Sw.), guapaque



**Figura 1:** Ubicación geográfica de la zona de estudio y de los cinco sitios de muestreo en los márgenes del río Tacotalpa, Tabasco, México.

(*Dialium guianense* (Aubl.) Sandwith), laurelillo (*Nectandra* sp.) y bojón (*Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Oken) (Maldonado-Sánchez y Maldonado-Mares, 2010). En el bosque ribereño se han reportado especies comunes como: chelele (*Inga vera* Willd.), coshigue (*Trichilia havanensis* Jacq.), gusano (*Lonchocarpus hondurensis* Benth.), uvero (*Coccoloba barbadensis* Jacq.), macuilís (*Tabebuia rosea* (Bertol.) Berto ex A. DC), ciruela (*Spondias mombin* L.) y *Piper* spp. (Pérez et al., 2005; Moreno-Jiménez et al., 2017).

### SitiOS de muestreo

A lo largo del río Tacotalpa se ubicaron cinco sitios entre 211 y 236 m de altitud (Cuadro 1): Tapijulapa (s1), Arroyo Chis-

pa (s2), Nuevo Madero (s3), Mexiquito (s4) y Oxolotán (s5). Los criterios utilizados para la selección de los sitios analizados fueron la altitud y las posibilidades de acceso. Estos se ubican en la cuenca media, donde el efecto de los meandros no es tan fuerte como sucede en la parte baja (planicie tabasqueña), donde se observa una mayor acumulación de sedimentos (García, 2011). Los s1 y s2 se localizan sobre rocas de lutitas-areniscas del Terciario Paleógeno, relieves de terraza aluvial y colinas con pendientes que van de 11 a 25%, con suelo Acrisol de media a baja fertilidad. Los s3, s4 y s5 se encuentran en rocas limonitas-areniscas del Terciario Paleógeno, relieves de laderas inclinadas y escarpadas con pendientes de 40 a 100%, suelos Alisoles, arcillosos y

Cuadro 1: Datos de los cinco sitios de muestreo del río Tacotalpa, Tabasco, México. s1=Tapijulapa, s2=Arroyo Chispa, s3=Nuevo Madero, s4=Mexiquito y s5=Oxolotán.

Sitios	Número de habitantes	Altitud (m)	Coordenadas geográficas	
			Latitud N	Longitud O
s1	2846	211	17°27'43.54"	-92°46'41.95"
s2	175	217	17°26'43.59"	-92°45'42.25"
s3	164	226	17°25'02.20"	-92°45'21.60"
s4	262	234	17°23'42.36"	-92°44'16.13"
s5	1763	236	17°22'49.18"	-92°44'54.56"

con buen contenido nutrimental (SGM, 2005; Zavala-Cruz et al., 2011, 2016).

### Método de muestreo de la vegetación ribereña

En cada sitio, se establecieron diez transectos de 100 × 10 m paralelos a la orilla del río con una distancia de 100 m entre cada uno. Posteriormente, se subdividieron en 10 unidades de muestreo de 10 × 10 m (Mostacedo y Frederickson, 2000) y dentro de ellas se seleccionaron dos unidades de muestreo (UM) con menor alteración. En total se muestrearon 20 UM de 10 × 10 m (2000 m<sup>2</sup>) en cada sitio. En cada UM se censaron todos los árboles y arbustos con DAP (diámetro a la altura del pecho) a 1.3 m sobre el nivel de suelo ≥1 cm. Se tomaron datos de altura, DAP y número de individuos. La identificación de las especies se realizó con base en la consulta de bibliografía especializada (Gutiérrez, 2004; Pennington y Sarukhán, 2005; Pérez et al., 2005; Lira-Noriega et al., 2007; Espinoza-Jiménez et al., 2014; Gómez-Domínguez et al., 2015; Moreno-Jiménez et al., 2017) y The Plant List (TPL, 2013) para confirmar el nombre correcto de las especies.

### Análisis de diversidad y estructura

La diversidad se calculó mediante el número de especies efectivas con la ecuación  ${}^qD = (\sum p_i^q)^{1/(1-q)}$ ; donde:  ${}^qD$ =diversidad verdadera,  $p_i$ =densidad relativa de la  $i$ ésima especie,  $q$ =orden de la diversidad y define la sensibilidad del índice a las densidades relativas de las especies (Jost, 2006; Moreno et al., 2011; Jost y González-Oreja, 2012). En este análisis se consideraron dos medidas de diversidad

verdadera: orden cero ( ${}^0D$ ), cuyo valor equivale a la riqueza de especies ( $S$ ), donde la diversidad verdadera es insensible a la densidad relativa de las especies, y el orden 1 ( ${}^1D$ ), donde todas las especies son consideradas en el valor de diversidad, ponderadas proporcionalmente según su densidad en la comunidad (Jost, 2006; Moreno et al., 2011). El cálculo directo  ${}^1D$  se puede obtener con el exponencial de entropía de Shannon:  ${}^1D = \text{Exp}(-\sum p_i \times \ln(p_i))$  (Jost, 2006), donde:  $p_i = n_i/N$ , que es el número de individuos de la  $i$ ésima especie entre el número de individuos de todas las especies. La equitatividad se determinó con la ecuación  $E = H'/\ln(S)$  (Magurran y McGill, 2011).

Para evaluar si el esfuerzo de muestreo fue suficiente, se construyó una curva de acumulación de especies considerando las 20 subunidades de muestreo de cada sitio usando Estimates 9.1 (Colwell, 2013). La curva se ajustó con la ecuación de Clench, que es el modelo más usado debido al buen ajuste en la mayoría de los grupos taxonómicos (Moreno y Halffter, 2001; Willott, 2001; Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). La similitud florística se determinó mediante un análisis de Cluster Bray-Curtis, tomando en cuenta las densidades absolutas de cada especie (Bray y Curtis, 1957; Ramírez et al., 2012).

La estructura vertical se determinó mediante histogramas de frecuencia en tres categorías de altura (1-10 m, 10-20 m y >20 m), mientras que la horizontal fue por frecuencias agrupadas considerando las clases diamétricas de los árboles ribereños (Zarco-Espinosa et al., 2010; Zamora-Crescencio et al., 2011).

### Métricas del paisaje

Este análisis se apoyó con el método de Dummel y Pinazo (2013), que consiste en utilizar tres escalas de análisis del paisaje (500, 1000 y 2000 m de radio como buffer, partiendo desde cada punto de muestreo). Según éstos autores, la máxima distancia busca evitar la auto-correlación de los datos, debido a la superposición de las áreas definidas en el radio de 2000 m, y en función a la distancia de dispersión de diferentes agentes (tales como el viento y aves) y la influencia del paisaje. En cada sitio se identificó y se determinó la cercanía de infraestructuras asociadas a cambios antropogénicos: la casa más cercana al punto de muestreo, el borde de las zonas urbanas más cercanas, cultivos más

cercanos, pastizales más cercanos, remanente de bosque maduro más cercano, complementando con otras variables como las carreteras pavimentadas y terracerías más cercanas hacia el punto de muestreo (Pennington et al., 2010). En total se extrajeron 100 datos de distancias desde el punto de muestreo hacia el borde de cada variable mencionada anteriormente. El análisis se realizó con la ayuda de software ArcGIS 10.0 (ESRI, 2018).

### Análisis estadísticos

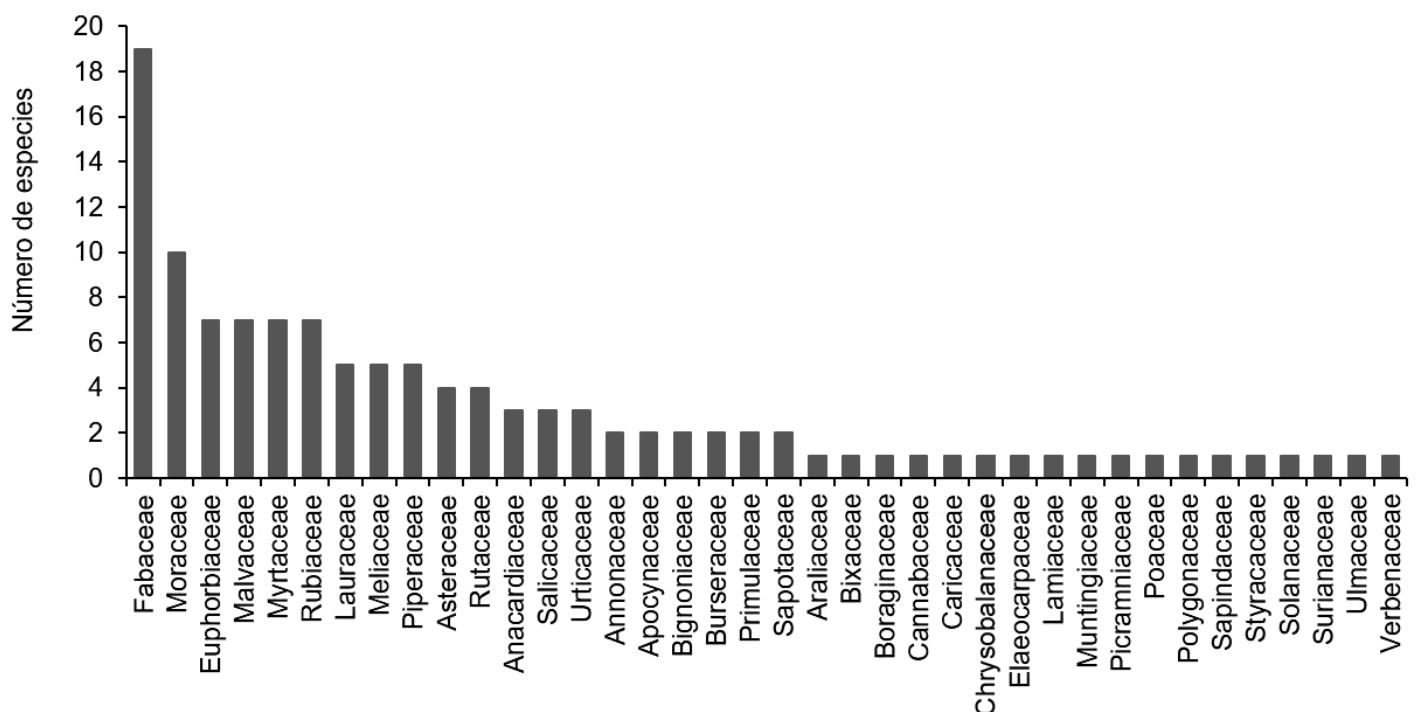
Para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas entre los sitios muestreados para las variables de diversidad verdadera de orden  $^0D$  y  $^1D$ , densidad, DAP y altura de especies leñosas, se empleó un análisis de varianza de un factor ( $p < 0.05$ ) seguido por pruebas *post hoc* de Tukey. Para determinar posibles interacciones entre las variables de vegetación (diversidad  $^0D$ ,  $^1D$ , número de especies arbustivas y arbóreas, densidad y altura de las especies leñosas ribereñas) y las métricas del paisaje como: distancia de la casa más cercana (Dcas), distancia del borde de la zona urbana más cercana (Dzur), distancia del borde de cultivo más cercano (Dcul), distancia del borde de pastizal más cercano (Dpas), distancia del borde del bosque maduro más cercano

(Dbos), distancia de la carretera pavimentada más cercana (Dcarr) y distancia de la terracería más cercana (Dtterr) se realizó un análisis de correlación de Pearson. Este último se complementó con un análisis de componentes principales (ACP), utilizándose el paquete estadístico PAST (Hammer, 2012) y SPSS (Castañeda et al., 2010). Todas las pruebas estadísticas se realizaron con un nivel de  $\alpha = 0.05$ .

## Resultados

### Composición florística

En el presente trabajo se registraron 2589 individuos distribuidos en 38 familias, 92 géneros y 119 especies. Nueve familias concentran el mayor número de especies: Fabaceae (19), Moraceae (10), Euphorbiaceae (7), Malvaceae (7), Myrtaceae (7), Rubiaceae (7), Lauraceae (5), Meliaceae (5) y Piperaceae (5), resaltando la diversidad representada por las primeras dos familias conteniendo 19 y 10 especies respectivamente (Fig. 2). Los géneros más diversos fueron *Piper* L. (5), *Ficus* L. (4) *Nectandra* Rottb., *Acalypha* L. y *Lonchocarpus* Kunth (3) (Apéndice). Los valores más altos de riqueza de especies se presentaron en s4 y s5 (70 y 69 especies respectivamente), mientras que s2 presentó el más bajo (52) (Cuadro 2).



**Figura 2:** Frecuencia de especies por familia botánica registrada en los cinco sitios de muestreo en los márgenes del río Tacotalpa, Tabasco, México.

Las curvas de acumulación de especies señalan que el s4 acumuló especies más rápidamente y con mayor riqueza (70), seguido del s5, s3, s1 y s2 (69, 65, 54 y 52 respectivamente) (Fig. 3). En este orden, el modelo de Clench estimó 86, 90, 80, 67 y 62 especies, indicando que el inventario de árboles ribereños fue representativo en los cinco sitios (>75%). De acuerdo al modelo de Clench, el valor de  $R^2=0.99$  mostró buen ajuste en las curvas de acumulación de especies en los cinco sitios. La pendiente de la

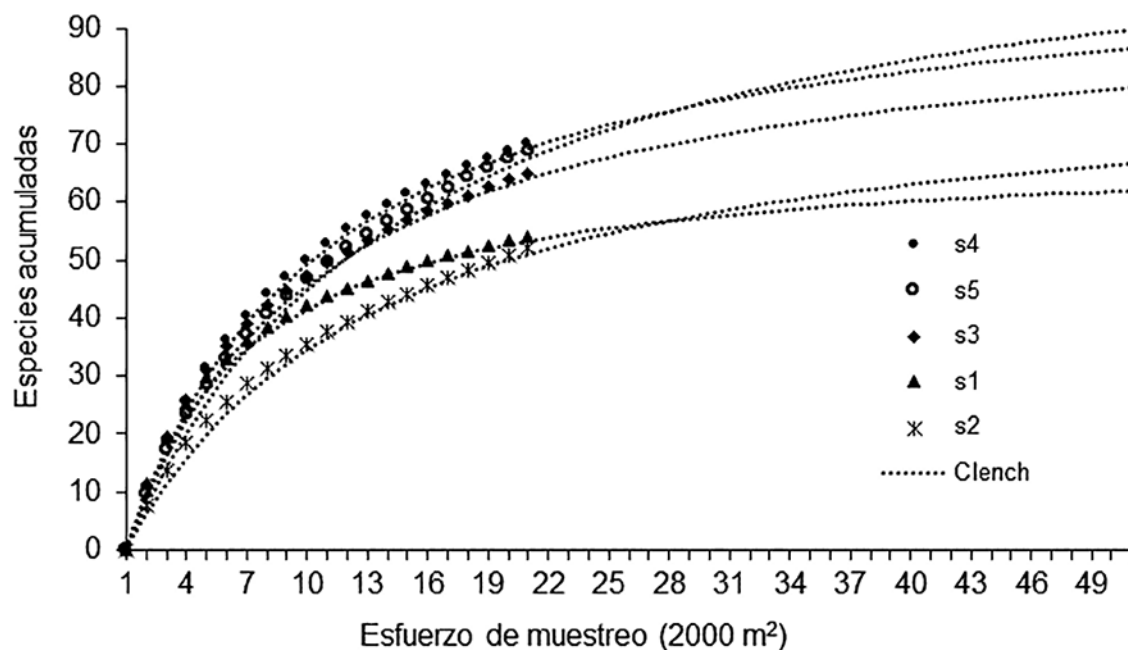
**Cuadro 2:** Composición, diversidad y equitatividad de la vegetación ribereña en cinco sitios del río Tacotalpa, Tabasco, México. <sup>1</sup>D=Diversidad verdadera de orden 1; s1=Tapijulapa, s2=Arroyo Chispa, s3=Nuevo Madero, s4=Mexiquito y s5=Oxolotán; <sup>a</sup>=no existen diferencias estadísticas entre los cinco sitios.

Sitios	Individuos	Familias	Géneros	Especies	<sup>1</sup> D	Equitatividad
s1	774	25	45	54	8.15 <sup>a</sup>	82
s2	359	22	43	52	5.64 <sup>a</sup>	80
s3	512	27	54	65	8.38 <sup>a</sup>	82
s4	575	23	55	70	7.77 <sup>a</sup>	82
s5	369	28	55	69	8.00 <sup>a</sup>	87
Total	2589					

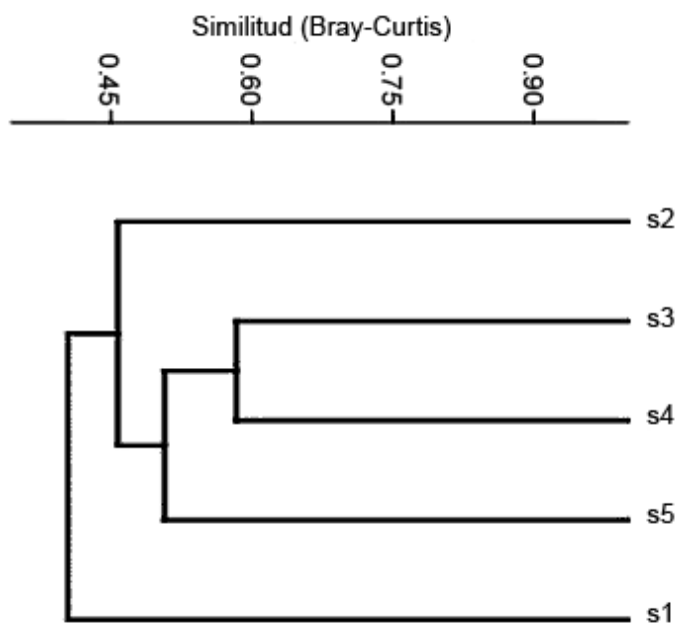
curva tuvo valores menores de 0.1, indicando que se logró un inventario altamente fiable (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). La similitud florística entre los sitios osciló entre 0.41 a 0.58 (Cophen. Corr.=0.79). Los sitios con mayor similitud fueron s3 y s4 (0.58), mientras que s1 y s2 mostraron la menor similitud florística (0.41) (Fig. 4).

### Análisis estructural

Los datos de estructura vertical indican que en los sitios s1 y s3 estuvieron conformados por solo dos estratos de altura de árboles ribereños, bajo (0-10 m) y medio (10-20 m), mientras que en s2, s4 y s5 presentaron individuos en los tres estratos. 90.46% de árboles ribereños (2342) estuvo concentrado en el estrato inferior y 9.54% en los estratos medio y alto (236 y 11) (Fig. 5). La estructura horizontal estuvo caracterizada por una mayor densidad de árboles en diámetros pequeños de hasta 10 cm (2321 individuos), representando el 89.65% del total de los individuos y 10.35% en las categorías restantes mayores de 10 cm (238). La mayoría de los sitios registraron individuos en todas las categorías, excepto en s1 que no presentó ningún individuo en la última categoría diamétrica (>30 cm) (Fig. 6).



**Figura 3:** Curvas de acumulación de especies en los cinco sitios muestrados en los márgenes del río Tacotalpa, Tabasco, México. Las líneas punteadas representan el modelo ajustado a la ecuación de Clench para cada sitio.



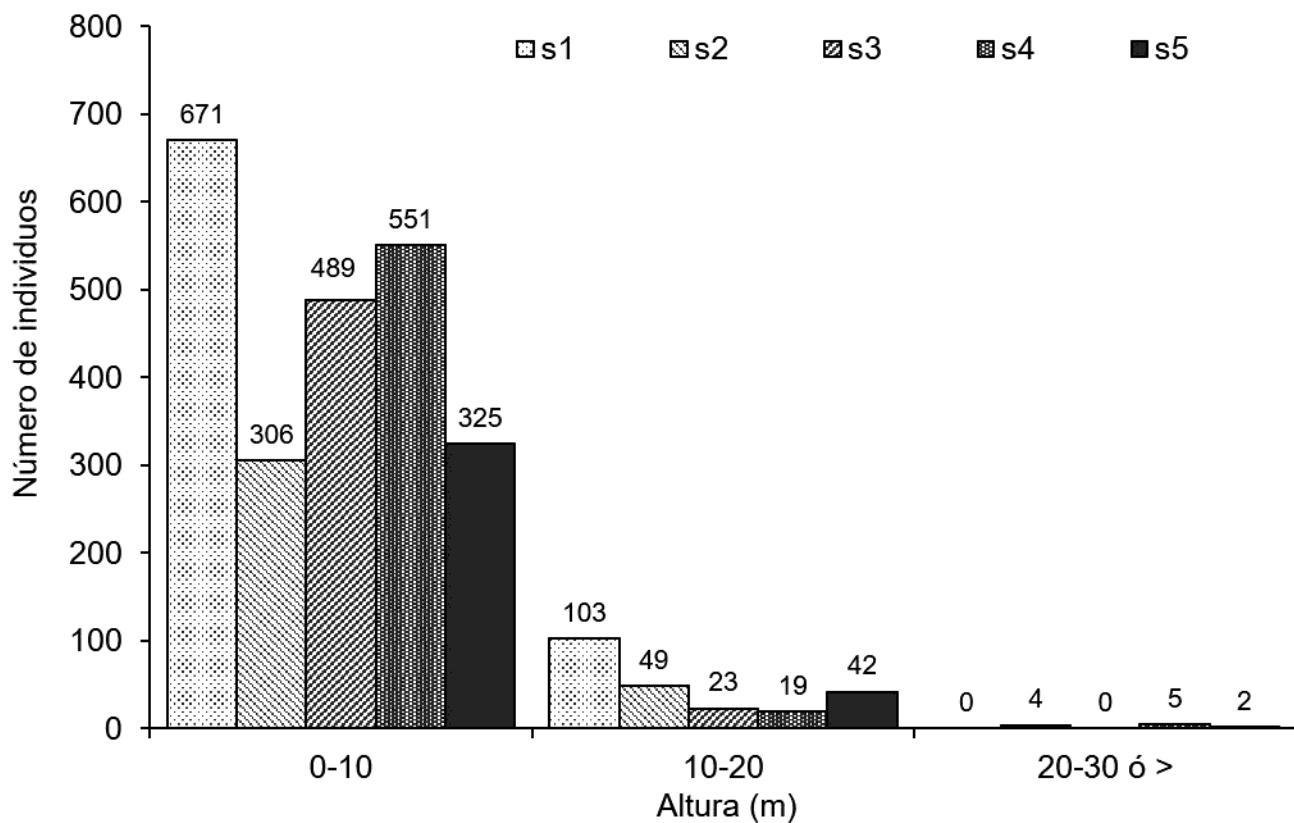
**Figura 4:** Dendrograma de similitud florística de los cinco sitios de muestreo con base en el método de Bray-Curtis.

### Atributos ecológicos

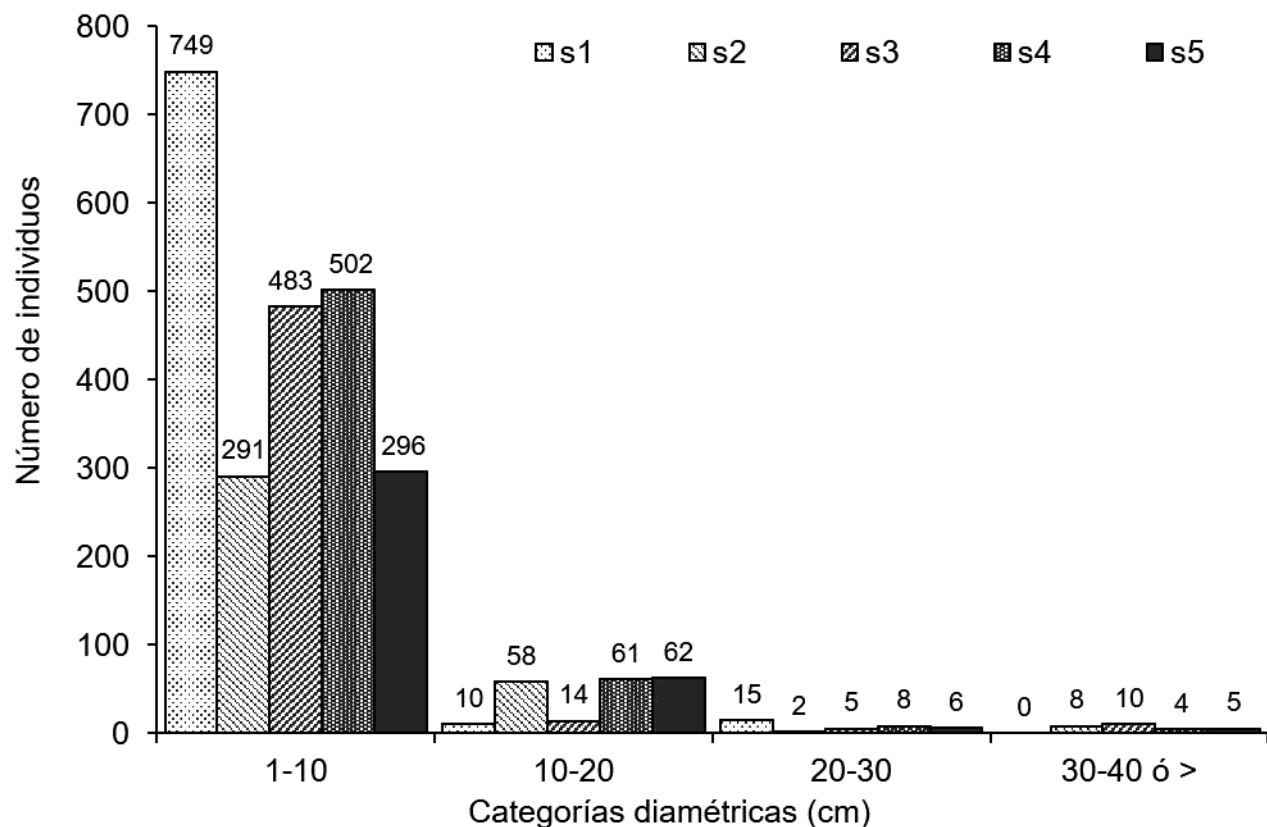
Los resultados del ANOVA indican que existen diferencias estadísticamente significativas entre los sitios estudiados ( $p < 0.05$ ) para la diversidad  $^0D$ . El sitio s2 presentó los valores más bajos de  $^0D$ , siendo estadísticamente menor que los valores obtenidos en s1 y s3 (Tukey;  $p < 0.05$ ). La  $^0D$  para s4 y s5 presentó valores intermedios no siendo diferentes entre sí (Fig. 7A). Los valores de diversidad  $^1D$  no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre sitios ( $p > 0.05$ ).

Con respecto a los datos de densidad de árboles, el ANOVA indica diferencias estadísticamente significativas entre los sitios muestreados ( $p < 0.05$ ). El sitio s1 presentó el valor más alto, no siendo estadísticamente diferente del s4 (Tukey;  $p > 0.05$ ); sin embargo, los sitios s2, s3 y s5 tuvieron valores significativamente más bajos (Tukey;  $p < 0.05$ , Fig. 7B).

Los valores promedios de DAP y altura mostraron patrones muy similares, existiendo diferencias estadísticas entre los sitios (ANOVA;  $p < 0.05$ ). Los contrastes *a posteriori*



**Figura 5:** Diagrama de la estructura vertical basado en la frecuencia de individuos de especies leñosas en los diferentes estratos de altura obtenidos para los sitios de muestreo en los márgenes del río Tacotalpa, Tabasco, México. Los números sobre las barras representan el número de individuos por sitio.



**Figura 6:** Diagrama de la estructura horizontal basado en la frecuencia de individuos de especies leñosas en las diferentes clases diamétricas obtenidas para los sitios de muestreo en los márgenes del río Tacotalpa, Tabasco, México. Los números sobre las barras representan el número de individuos por sitio.

indican que el s2 presenta los valores más altos de estas dos variables, mientras que para s1 fueron significativamente más bajos (Tukey;  $p < 0.05$ . Figs. 7C, D).

El análisis de correlación de Pearson muestra que la diversidad de especies de orden  $^0D$ , la riqueza de especies arbustivas y la densidad de árboles ribereños se asociaron positivamente con la distancia de las casas, la distancia a zonas urbanas y la distancia a las carreteras pavimentadas ( $p < 0.05$ ). Asimismo, la diversidad de especies de orden  $^1D$  y la riqueza de especies arbóreas registradas en los puntos de muestreo se correlacionaron de manera positiva con la distancia a la carretera pavimentada ( $p < 0.05$ ); mientras que la altura de los árboles ribereños se asoció positivamente con la distancia a la terracería ( $p < 0.05$ ) y negativamente con la distancia a las casas y la distancia a la carretera pavimentada (Cuadro 3).

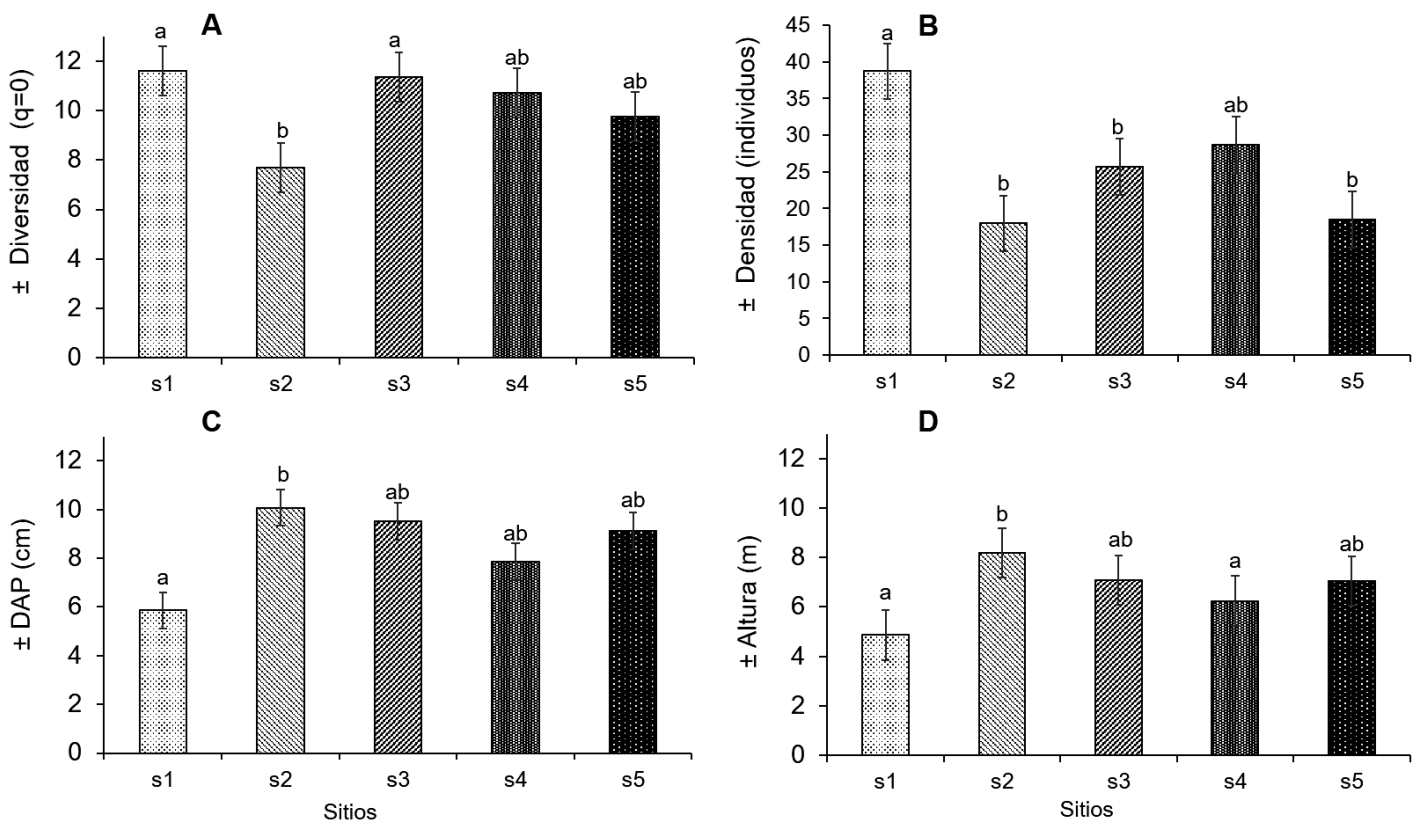
En la figura 8 se muestra la disposición espacial de las unidades de muestreo sobre el plano definido de dos componentes principales, que en conjunto representan el

50% de la varianza total de los datos. La mayoría de las variables de vegetación y métricas del paisaje se correlacionaron positivamente con el primer componente, mientras que la altura de los árboles ribereños de manera negativa. En el componente 2, las variables de altura de los árboles ribereños, especies arbóreas, especies arbustivas, diversidad  $^0D$ , diversidad  $^1D$ , densidad y la distancia de la terracería (Dtterr) se correlacionaron positivamente, mientras que el resto de las métricas del paisaje lo hicieron negativamente (Dbos, Dcul, Dpas, Dzur, Dcas y Dcarr).

## Discusión

El valor de  $^0D$  (riqueza específica) del río Tacotalpa fue relativamente baja (119 especies en 1 ha) en comparación con el registro de Moreno-Jiménez et al. (2017) en un afluente ribereño de Tacotalpa (131 especies en 0.6 ha). Esto muestra que a escala local, la subcuenca del río Tacotalpa ha perdido parte de su riqueza de especies, provocado por las diferentes actividades humanas en áreas adyacentes de la

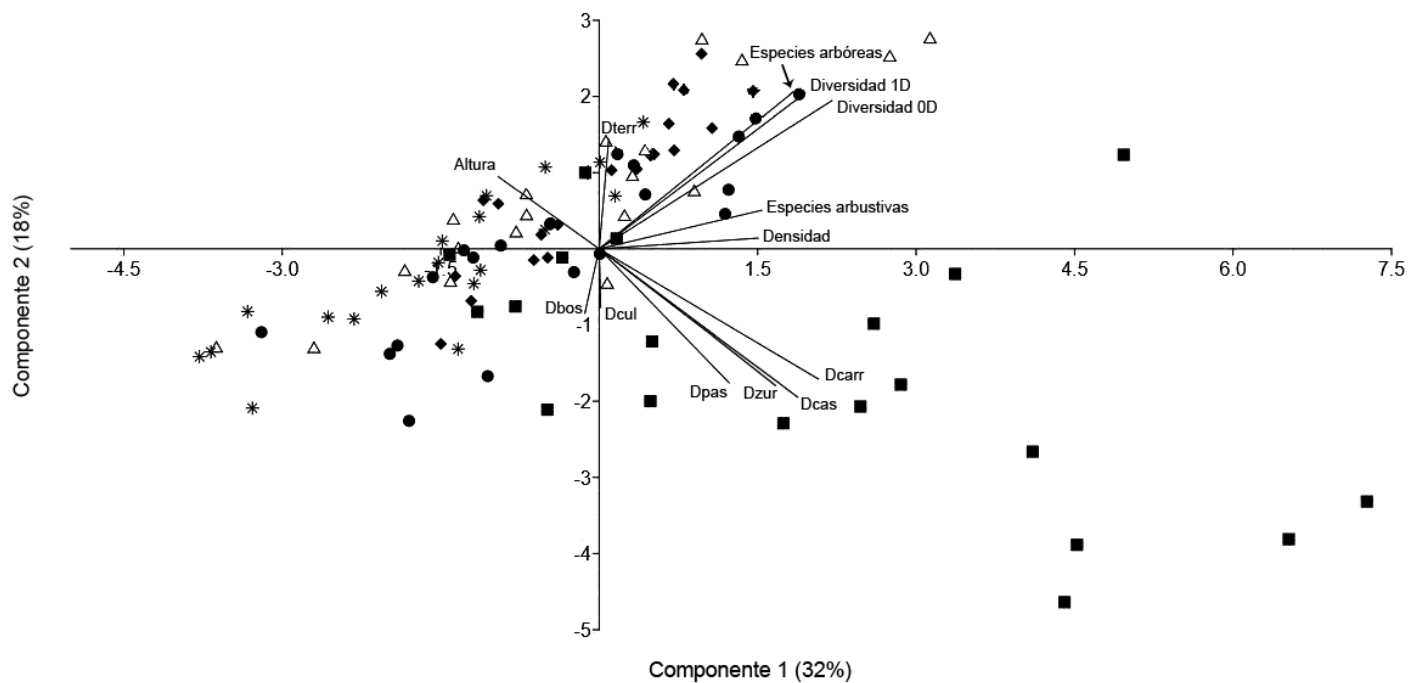




**Figura 7:** A. Valores promedio de diversidad del orden  $^0D$ ; B. densidad; C. diámetro a la altura del pecho; D. altura de individuos, en los cinco sitios de muestreo en los márgenes del río Tacotalpa, Tabasco, México. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ ).

**Cuadro 3:** Coeficiente de correlación de Pearson entre las variables de vegetación ribereña con las métricas del paisaje del río Tacotalpa, Tabasco, México. Dcas=Distancia de la casa más cercana, Dzur=Distancia del borde de la zona urbana más cercana, Dcul=Distancia del borde de cultivo más cercano, Dpas=Distancia del borde de pastizal más cercano, Dbos=Distancia del borde del remanente del bosque maduro más cercano, Dcarr=Distancia de la carretera pavimentada más cercana y Dterr=Distancia de la terracería más cercana. \* es significativa en el nivel 0.05; \*\* es significativa en el nivel 0.01.

Variabes	Dcas	Dzur	Dcul	Dpas	Dbos	Dcarr	Dterr
Diversidad $^0D$	0.24*	0.25*	-0.10	0.14	-0.07	0.35**	0.10
	0.02	0.01	0.32	0.16	0.51	0.00	0.32
Diversidad $^1D$	0.15	0.17	-0.11	0.15	-0.10	0.29**	0.06
	0.14	0.09	0.30	0.15	0.30	0.00	0.57
Riqueza de especies arbustivas	0.22*	0.20*	0.03	0.15	0.14	0.31**	-0.04
	0.03	0.04	0.75	0.13	0.18	0.00	0.73
Riqueza de especies arbóreas	0.17	0.19	-0.14	0.09	-0.15	0.26*	0.14
	0.10	0.06	0.18	0.38	0.14	0.01	0.17
Densidad	0.30**	0.21*	0.01	0.14	-0.05	0.33**	0.05
	0.00	0.04	0.89	0.16	0.63	0.00	0.63
Altura	-0.27**	-0.16	-0.16	-0.16	0.03	-0.41**	0.24*
	0.01	0.12	0.12	0.12	0.75	0.00	0.01



**Figura 8:** Análisis de componentes principales de las variables de vegetación y métricas del paisaje en los cinco sitios de muestreo en los márgenes del río Tacotalpa, Tabasco, México. ■=unidades muestrales del sitio 1, \*=unidades muestrales del sitio 2, ◆=unidades muestrales del sitio 3, Δ=unidades muestrales del sitio 4, ●=unidades muestrales del sitio 5.

ribera (Yang et al., 2011; Sunil et al., 2016). Esto concuerda con Meli et al. (2013) que también reportó una disminución de especies ribereñas en áreas perturbadas de la selva Lacandona, Chiapas. Las familias Fabaceae y Rubiaceae son consideradas dentro de las más representativas en bosques tropicales, coincidiendo con otros registros de la sierra tabasqueña (Maldonado-Sánchez y Maldonado-Mares, 2010; Zarco-Espinosa et al., 2010; Zamora-Crescencio et al., 2011; Moreno-Jiménez et al., 2017).

La similitud florística entre s3 y s4 se debió a la cercanía a un fragmento de vegetación original, lo que fortalece la conectividad de estos sitios, compartiendo un total de 46 especies. Esto coincide con lo que afirman otros estudios en relación a que dos sitios influenciados por el mismo remanente original puede mostrar mayor número de especies compartidas (Araujo et al., 2013; Moreno-Jiménez et al., 2017). La mayor disimilitud de especies fue entre s1 y s2 con 33 especies comunes. Esto puede atribuirse a la diferencia en la densidad absoluta de las especies (774 y 359), a las condiciones particulares del sitio y al número de especies introducidas (5 y 2) (Apéndice). Becerra (2006), Sirombra y Meza (2009) y Richardson y Rejmánek (2011) mencionan

que la invasión de algunas especies exóticas puede originar cambios en la composición de comunidades vegetales, generando a su vez competencia y desplazamiento a las especies nativas. El registro de algunas especies introducidas (*Ricinus communis* L., *Tectona grandis* L. f. y *Guadua longifolia* (E. Fourn.) R. W. Pohl L. f.) en s1 y s5 es señal del efecto negativo que tienen las perturbaciones sobre la composición de las especies vegetales. Sin embargo, Mander et al. (2005) mencionan que la densidad de estas especies podrían cumplir un papel importante en un ecosistema ribereño fragmentado, es decir a mayor densidad de árboles ribereños ya sea nativos o introducidos pueden retener los sedimentos hacia los sistemas acuáticos, protegiendo el hábitat de los organismos acuáticos.

La mayor concentración de individuos en el estrato bajo y diámetros menores, coincide con los registros de Vásquez-Negrín et al. (2011) y Moreno-Jiménez et al. (2017) como indicadores de perturbación. En s1 se demostró este comportamiento, al no registrar individuos en las últimas categorías de altura y diámetro (Figs. 5, 6). Las especies que aportaron mayor densidad en el estrato bajo fueron *Pleuranthodendron lindenii* (Turcz.) Sleumer, *Lonchocarpus*

*hondurensis*, *Hampea nutricia* Fryxell, *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Acacia cornigera* (L.) Willd., *Myrcia* sp., *Lonchocarpus* sp. 2, *Salix humboldtiana* Willd. y *Vatairea lundellii* (Standl.) Killip. La densidad de estas especies indica que están adaptadas a ambientes abiertos generados por disturbios humanos (Thompson et al., 2002; Zamora y Crescencio et al., 2011), son especies que aprovechan los claros y la entrada de luz generados por las perturbaciones humanas para establecerse (Martínez y Orth, 2007; Richardson y Rejmánek, 2011) y se adaptan mejor en las condiciones del sitio (Acosta et al., 2008). Steinbauer et al. (2017) mencionan que la densidad de los árboles ribereños de bajo porte y de menor diámetro también son señales de las perturbaciones. Por otro lado, las especies con alturas mayores de 25 m fueron *Ceiba pentandra* (L.) Gaerth., *Pterocarpus rohrii* Vahl, *Licania platypus* (Hemsl.) Fritsch. Es probable que sean especies de vegetación original que permanecieron después de un proceso de fragmentación (Guevara et al., 2005).

Las especies que dominaron por su mayor diámetro fueron *Ficus yoponensis* Desv., *Cordia alliodora*, *Ceiba pentandra*, *Pterocarpus rohrii*, *Pouteria sapota* (Jacq.) H.E. Moore & Stearn, *Licania platypus* y *Cedrela odorata* L. Meli et al. (2014) y Moreno-Jiménez et al. (2017) coinciden que *Pterocarpus rohrii* está dentro de las especies con mayor diámetro. Estas especies indican que los sitios de estudio aún guardan remanentes de vegetación original de selva alta perennifolia (Pennington y Sarukhán, 2005) y que pueden tener un papel importante en la recuperación de ecosistemas ribereños (Sánchez et al., 2005) y en el mantenimiento de la biodiversidad local. Esto coincide con Melo et al. (2013), que mencionan que los parches de bosques secundarios podrían no solo ser habitados eventualmente por especies dependientes de los bosques, sino también conservar gran parte de la diversidad vegetal a escala local. Por tal motivo, se puede considerar que estas especies arbóreas, al ser combinadas con algunas especies arbustivas (como *Mircya* sp.) fortalecerían la conectividad y recuperación de los ecosistemas ribereños en sitios con mayor nivel de perturbación (s2).

Las diferencias significativas de diversidad de orden  ${}^0D$  pueden deberse a los diferentes grados de perturbación que presentaron los cinco sitios. Esto sugiere que la vegetación ribereña del río Tacotalpa se encuentra en diferentes

grados de perturbación y de sucesión ecológica (Zarco-Espinosa et al., 2010). Además, la presión por el aprovechamiento de leña, agricultura y ganadería en el corredor ribereño puede modificar la estructura y composición de las especies (Sánchez et al., 2005), así como detener o desviar la sucesión de los bosques (Sodhi et al., 2011). El sitio 2 ejemplifica este patrón al considerarse como el más perturbado en términos de composición y diversidad (22 familias, 43 géneros y 52 especies), mientras que los sitios 4 y 5 como los más conservados (Cuadro 2). La similitud de diversidad de orden  ${}^1D$  se debe a que los sitios obtuvieron una equitatividad mayor de 80%, donde la densidad de algunas especies tiende a equilibrar el índice de diversidad (Jost 2006; Moreno et al., 2011). Esto coincide con el estudio de Moreno-Jiménez et al. (2017) que señala que con un porcentaje mayor a 80%, la población de las especies tiende a ser más equilibrada.

El análisis de correlación de Pearson demostró que la diversidad  ${}^0D$ , las especies del estrato arbustivo y la densidad de los árboles tienden a aumentar positivamente con el incremento de las distancias de las casas, carreteras pavimentadas y el borde de las zonas urbanas ( $p < 0.05$ ), es decir, conforme aumenta la distancia de estas métricas del paisaje, la diversidad y la densidad de los árboles ribereños son mayores. La otra relación positiva importante fue entre la altura de los árboles ribereños y la distancia de la terracería, es decir, la altura aumenta al incrementar la distancia de las terracerías, lo cual es una señal de que estas vías de comunicación pueden ser factor para la extracción de árboles altos para leña y construcción de casas, incluyendo el acceso fácil para el establecimiento de cultivos temporales en áreas ribereñas. 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 (Apan et al., 2002; Burton et al., 2005, 2009; Pennington et al., 2010; Dummel y Pinazo, 2013). El ACP confirma la interacción que tienen las métricas del paisaje sobre la diversidad y estructura de la vegetación ribereña en el sureste de México; siendo el s2 como el más perturbado, mientras que los sitios 3, 4 y 5 tienden a mejorar su riqueza y diversidad, ya que se encuentran más alejados de las infraestructuras (Fig. 8). Este primer análisis puede servir de base para monitorear la recuperación y fragmentación de los ecosistemas ribereños del sureste de México.

## Conclusión

Las diferencias significativas de la diversidad verdadera  $^{\circ}D$ , la densidad, el DAP y la altura de árboles ribereños entre algunos sitios indican que el río Tacotalpa está sujeto a diferentes niveles de perturbación, provocando variación en sus atributos ecológicos. La construcción de infraestructuras cercanas en los corredores ribereños (casas, carreteras pavimentadas y terracerías) están influyendo en la diversidad y estructura de la vegetación ribereña, lo cual puede repercutir en el futuro de estos ecosistemas y puede aumentar la vulnerabilidad de las poblaciones humanas que están cerca de las áreas ribereñas. Por lo tanto, se recomienda evitar la construcción de asentamientos humanos en los primeros 10 m en las márgenes del río (según la Ley de Aguas Nacionales como zona federal). En sitios con mayor nivel de perturbación se sugiere que las especies como: *Pleuranthodendron lindenii*, *Lonchocarpus hondurensis*, *Hampea nutricia*, *Bursera simaruba*, *Acacia cornigera*, *Myrcia* sp., *Lonchocarpus* sp.2, *Salix humboldtiana* y *Vatairea lundellii* puedan ser consideradas dentro de los programas de restauración, debido a que demostraron buen nivel de reclutamiento en las primeras etapas de sucesión de los bosques ribereños. Asimismo, se recomienda la combinación de algunas especies arbustivas con especies arbóreas de vegetación original en forma de nucleación (pequeñas islas de especies combinadas a lo largo del corredor ribereño).

## Contribución de autores

VMJ diseñó el estudio, redactó la versión inicial y final del manuscrito y analizó los datos. LGC ayudó a consolidar y corregir las ideas principales del estudio. ARG apoyó en el trabajo de campo. WMCS aportó sugerencias e interpretación en los análisis estadísticos. SOG, NCJP y EEMZ realizaron aportaciones importantes y comentarios críticos requeridos para la redacción al documento final. Todos los autores aprobaron el manuscrito final.

## Financiamiento

Este estudio fue apoyado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) en forma de beca otorgada al primer autor de este artículo bajo el número 436036.

## Agradecimientos

A la SERNAPAM (Secretaría de Energía, Recursos Naturales y Protección Ambiental) por permitirnos hospedarnos durante el muestreo en la Estación Biológica La Florida, Tacotalpa, Tabasco. A Miguel, José, Eleuterio, Héctor y a todos los propietarios colindantes del río Tacotalpa que facilitaron el acceso a los sitios de muestreo.

## Literatura citada

- Acosta, C., A. Mondragón y H. Alvarado. 2008. Contribución de la flora arbórea de un sector del bosque ribereño "Los Letreiros", estado Trujillo, Venezuela. *Revista Forestal Venezolana* 52(1): 21-31.
- Apan, A. A., S. R. Raine y M. S. Paterson. 2002. Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. *Landscape and Urban Planning* 59(1): 43-57. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00246-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00246-8)
- Araujo, C. E., D. Closset-Kopp, E. Gallet-Moron, J. Lenoir, M. Rêve, M. Hermy y G. Decocq. 2013. Streams are efficient corridors for plants species in forest metacommunities. *Journal of Applied Ecology* 50(5): 1152-1160. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12132>
- Arthington, A. H., R. J. Naiman, M. E. McClain y C. Nilsson. 2010. Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshwater Biology* 55(1): 1-16. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02340.x>
- Becerra, P. I. 2006. Invasión de árboles alóctonos en una cuenca pre-andina de Chile central. *Gayana Botánica* 63(2): 161-174. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0717-66432006000200003>
- Burton, M. L., L. J. Samuelson y S. Pan. 2005. Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems* 8(1): 93-106. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-005-1421-6>
- Burton, M. L., L. J. Samuelson y M. D. Mackenzie. 2009. Riparian woody plant traits across an urban-rural land use gradient and implications for watershed function urbanization. *Landscape and Urban Planning* 90(1-2): 42-55. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.005>
- Bray, J. R. y J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27(4): 325-349. DOI: <https://doi.org/10.2307/1942268>

- Castañeda, M. B., A. F. Cabrera, Y. Navarro y W. de Vries. 2010. Procesamiento de datos y análisis estadísticos utilizando SPSS: un libro práctico para investigadores y administradores educativos. EDICPUCRS. Porto Alegre, Brasil. 164 pp.
- Colwell, R. K. 2013. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's guide. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/EstimateSPages/Links.htm> (consultado diciembre de 2017).
- Dummel, C. J. y M. Pinazo. 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(3): 331-342. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0717-92002013000300009>
- ESRI. 2018. ArcGIS®, versión 10.0. Environmental Systems Research Institute. Redlands, USA. [www.esri.com](http://www.esri.com)
- Espinoza-Jiménez, J. A., A. López-Cruz, M. A. Pérez-Farrera y S. López. 2014. Inventario florístico de la Cañada La Chacona-Juan Crispín y zonas adyacentes, depresión central de Chiapas, México. Botanical Sciences 92(2): 205-241. DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.30>
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Serie de libros. 5ª ed. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 90 pp.
- García, G. A. 2011. La cuenca hidrográfica transfronteriza Grijalva: la danza de politics-policy y el mapeo institucional en México y Guatemala. Aqua-LAC 3(2): 127-140.
- García, L. y J. Vollmann. 2012. Caracterización de suelos a lo largo de un gradiente altitudinal en Ecuador. Revista Brasileira de Ciências Agrárias 7(3): 456-464. DOI: <http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v7i3a1736>
- Garrido, P. A., M. L. Cuevas, H. Cotler, D. González y R. Tharme. 2010. Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. Investigación Ambiental 2(1): 25-46.
- Gómez-Domínguez, E., M. A. P. Farrera, J. A. E. Jiménez y M. I. M. Reynoso. 2015. Listado florístico del Parque Nacional Palenque, Chiapas, México. Botanical Sciences 93(3): 559-578. DOI: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.151>
- Granados-Sánchez, D., M. Á. Hernández-García y G. F. López-Ríos. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 12(1): 55-69.
- Guevara, S., J. Laborde y G. Sanchez-Ríos. 2005. Los árboles que la selva dejó atrás. Interciencia 30(10): 595-601.
- Gutiérrez, B. C. 2004. Listado florístico del norte de Chiapas: Catazajá y límites con Palenque. Polibotánica 17: 107-124.
- Hammer, O. 2012. Paleontological statistics. Reference manual. University of Oslo. <https://folk.uio.no/ohammer/past/past-manual.pdf> (consultado noviembre de 2017).
- INEGI, 2000. Cuaderno estadístico municipal de Tacotalpa, Tabasco. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Villahermosa, Tabasco, México. 163 pp.
- Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. Revista Ibérica de Aracnología 8(31): 151-161.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. Oikos 113(2): 363-375. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jost, L. y J. A. González-Oreja. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. Acta Zoológica Lilloana 56(1-2): 3-14.
- Lira-Noriega, A., S. Guevara, J. Laborde y G. Sánchez-Ríos. 2007. Composición florística en potreros de los Tuxtlas, Veracruz, México. Acta Botanica Mexicana 80: 59-87. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm80.2007.1047>
- Magurran, A. E. y B. J. McGill. 2011. Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment in Oxford University Press. Oxford, UK. 332 pp.
- Maldonado-Sánchez, E. A. y F. Maldonado-Mares. 2010. Estructura y diversidad arbórea de una selva alta perennifolia en Tacotalpa, Tabasco, México. Universidad y Ciencia 26(3): 235-245.
- Mander, U., Y. Hayakawa y V. Kuusemets. 2005. Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds. Ecological Engineering 24(5): 421-432. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.015>
- Martínez, R. M. y X. G. Orth. 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80: 69-84. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.1758>
- Meli, P., M. Martínez-Ramos y J. M. Rey-Benayas. 2013. Selecting species for passive and active riparian restoration in southern Mexico. Restoration Ecology 21(2): 163-165. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00934.x>
- Meli, P., M. Martínez-Ramos, J. M. Rey-Benayas y J. Carabias. 2014. Combining ecological, social and technical criteria to select

- species for forest restoration. *Applied Vegetation Science* 17(4): 744-753. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12096>
- Meli, P., L. Ruiz, R. Aguilar, A. Rabasa, J. M. Rey-Benayas y J. Carabias. 2017. Bosques ribereños del trópico húmedo de México: un caso de estudio y aspectos críticos para una restauración exitosa. *Madera y Bosques* 23(1): 181-193. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311118>
- Melo, F. P. L., V. Arroyo-Rodríguez, L. Fahrig, M. Martínez-Ramos y M. Tabarelli. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 28(8): 462-468. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.001>
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Millennium Ecosystem and human well-being: Synthesis Report. Island Press. Washington, DC., USA. 137 pp. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf> (consultado diciembre de 2017).
- Moreno, C. E. y G. Halffter. 2001. On the measure of sampling effort used in species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 38(2): 487-490. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00590.x>
- Moreno, C. E., F. Barragán, E. Pineda y N. P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(4): 1249-1261.
- Moreno-Jiménez, V., O. Castillo-Acosta, L. Gama-Campillo, J. Zavala-Cruz y M. A. Ortiz-Pérez. 2017. Relación de vegetación ribereña y propiedades del suelo en un afluente del río Tactalpa, Tabasco, México. *Madera y Bosques* 23(1): 91-109. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2017.231510>
- Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOR. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 87 pp.
- Naiman, R. J., R. E. Bilby y P. A. Bisson. 2000. Riparian ecology and management in the pacific coastal rain forest. *BioScience* 50(11): 996-1011. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0996:REAMIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0996:REAMIT]2.0.CO;2)
- Nilsson, C. y B. M. Renöfält. 2008. Linking flow regime and water quality in rivers: a challenger to adaptative catchment management. *Ecology and Society* 13(2): 18. DOI: <https://doi.org/10.5751/es-02588-130218>
- Ortiz-Pérez, M. A., C. Slebe y S. Cram. 2005. Diferenciación Ecoreográfica de Tabasco. In: Bueno J., F. Á. y S. Santiago (eds.). Biodiversidad del Estado de Tabasco. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. Pp. 305-322.
- Pennington, T. D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México: manual para la identificación de las principales especies. 3ª ed. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 523 pp.
- Pennington, D. C., J. R. Hansel y D. L. Gorchoy. 2010. Urbanization and riparian forest woody communities: diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biological Conservation* 143(1): 182-194. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.002>
- Pérez, L. A., S. M. Sousa, A. M. Hanan, F. Chiang y P. Tenorio. 2005. Vegetación Terrestre. In: Bueno J., F. Álvarez y S. Santiago (eds.). Biodiversidad del estado de Tabasco. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. Pp. 65-110.
- Ramírez, A. y P. E. Gutiérrez-Fonseca. 2016. Sobre ensamblajes y ensamblajes ecológicos respuesta a Monje-Nájera. *Revista de Biología Tropical* 64(2): 817-819. DOI: <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i2>
- Ramírez, C., V. Sandoval, C. San Martín, M. Álvarez, Y. Pérez y C. Novoa. 2012. El paisaje rural antropogénico de Aisén, Chile: estructura y dinámica de la vegetación. *Gayana Botánica* 69(2): 219-231. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0717-66432012000200001>
- Richardson, D. M. y M. Rejmánek. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species-a global review. *Diversity and Distributions* 17(5): 788-809. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x>
- Sánchez, M. D., C. A. Harvey, A. Grijalva, A. Medina, S. Vílchez y B. Hernández. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista de Biología Tropical* 53(3-4): 387-414. DOI: <https://doi.org/10.15517/rbt.v53i3-4.14601>
- SGM. 2005. Carta Geológico-Minera Villahermosa E15-8 Tabasco, Veracruz, Chiapas y Oaxaca. Servicio Geológico Mexicano. Pachuca, México. [http://mapserver.sgm.gob.mx/Cartas\\_Online/geologia/106\\_E15-8\\_GM.pdf](http://mapserver.sgm.gob.mx/Cartas_Online/geologia/106_E15-8_GM.pdf) (consultado noviembre de 2017).
- Sirombra, M. y L. M. Mesa. 2009. Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos

- del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 58(1): 499-510. DOI:<https://doi.org/10.15517/rbt.v58i1.5224>
- Sodhi, N. S., R. Butler, W. F. Laurance y L. Gibson. 2011. Conservation successes at micro-, meso- and macroscales. *Trends in Ecology and Evolution* 26(11): 585-594. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.07.002>
- Steinbauer, M. J., M. B. Uddin, A. Jentsch y C. Beierkuhnlein. 2017. Drivers for plant species diversity in a characteristic tropical forest landscape in Bangladesh. *Landscape Research* 42(1): 89-105. DOI: <https://doi.org/10.1080/01426397.2016.1252038>
- Sunil, C., R. K. Somashekar y B. C. Nagaraja. 2010. Riparian vegetation assessment of Cauvery River basin of South India. *Environment Monitoring and Assessment* 170(1-4): 545-553. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1256-3>
- Sunil, C., R. K. Somashekar y B. C. Nagaraja. 2016. Diversity and composition of riparian vegetation across forest and agroecosystem landscapes of river Cauvery, southern India. *Tropical Ecology* 57(2): 343-254.
- TPL. 2013. The Plant List, a working list of all plants species, Version 1.1. <http://www.theplantlist.org/> (consultado junio de 2018).
- Thompson J., N. Brokaw, J. K. Zimmerman, R. B. Waide, E. M. Everham III, D. J. Lodge, C. M. Taylor, D. García-Montiel y M. Fluet. 2002. Land use history, environment, and tree composition in a tropical forest. *Ecological Applications* 12(5): 1344-1363. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[1344:LUHEAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[1344:LUHEAT]2.0.CO;2)
- Vásquez, G., J. G. García Franco, G. Castillo, F. Escobar, A. Guillén, M. L. Martínez, K. Mehlreter, R. Novelo, E. Pineda, V. Sosa, C. Valdespino, A. Campos C., R. Landgrave, E. Montes de Oca, A. Ramírez y J. Galindo. 2015. Ecosistemas ribereños: un paisaje fragmentado. *Biodiversitas* 119: 7-11.
- Vázquez-Negrín, I., O. Castillo-Acosta, J. I. Valdez-Hernández, Zavala-Cruz J. y J. L. Martínez-Sánchez. 2011. Estructura y composición florística de la selva alta perennifolia en el Ejido Niños Héroe Tenosique, Tabasco, México. *Polibotánica* 32: 41-61.
- Wendt, T. y E. J. Lott. 1985. A new simple leaved species of *Recchia* (Simaroubaceae) from southeastern Mexico. *Brittonia* 37(2): 219-225. DOI: <https://doi.org/10.2307/2806115>
- Willot, S. J. 2001. Species accumulation curves and the measure of sampling effort. *Journal of Applied Ecology* 38(2): 484-486. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00589.x>
- World Conservation Monitoring Centre. 1998. *Recchia simplicifolia*. The IUCN Red List of Threatened Species 1998: e.T31854A9665252. DOI: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1998.RLTS.T31854A9665252.en>
- Yang, J., T. E. Dilts, L. A. Condon, P. L. Turner y P. J. Weisberg. 2011. Longitudinal and transverse scale environmental influences on riparian vegetation across multiple levels of ecological organization. *Landscape Ecology* 26(3): 381-395. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9565-z>
- Yoshida, K. y S. Oka. 2004. Invasion of *Leucaena leucocephala* and its effects on the native plant community in the Ogasawara (Bonin) Islands. *BioOne* 18(1): 1371-1375. DOI: [https://doi.org/10.1614/0890-037X\(2004\)018\[1371:IOLLAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1614/0890-037X(2004)018[1371:IOLLAI]2.0.CO;2)
- Zamora-Crescencio, P., M. R. Domínguez-Carrasco, P. Villegas, C. Gutierrez-Báez, L. A. Manzanero-Acevedo, J. J. Ortega-Haas, S. Hernández-Mundo, E. C. Puc-Garrido y R. Puch-Chávez. 2011. Composición florística y estructura de la vegetación secundaria en el norte del estado de Campeche, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 89: 27-35. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.368>
- Zarco-Espinoza, V. M., J. I. Valdez-Hernández, G. Ángeles-Pérez y O. Castillo-Acosta. 2010. Estructura y composición de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia* 26(1): 1-17.
- Zavala-Cruz, J., D. J. Palma-López, C. R. F. Cabrera, A. L. Castañeda y E. S. Torres. 2011. Degradación y conservación de suelos en la Cuenca del río Grijalva, Tabasco. *Colegio de Postgraduados, Secretaría de recursos Naturales y Protección Ambiental y PEMEX*. Villahermosa, Tabasco, México. 90 pp.
- Zavala-Cruz, J., R. Jiménez-Ramírez, D. J. Palma-López, F. Bautista-Zuñiga y F. Gavi-Reyes. 2016. Paisajes geomorfológicos: base para el levantamiento de suelos en Tabasco, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 3(8): 161-171.

**Apéndice:** Listado florístico de la vegetación ribereña en cinco sitios de muestreo del río Tacotalpa, Tabasco, México. \* Especies introducidas.

Familia/Especie	Nombre común	Número de individuos				
		s1	s2	s3	s4	s5
<b>Anacardiaceae</b>						
<i>Mangifera</i> sp.	mango *	0	0	1	1	0
<i>Mosquitoxylum jamaicense</i> Krug & Urb.	paj ul té	0	1	0	0	0
<i>Spondias mombin</i> L.	jobo	4	4	3	17	5
<b>Annonaceae</b>						
<i>Rollinia mucosa</i> (Jacq.) Baill.	anona	1	1	0	2	1
<i>Annona purpurea</i> Moc. & Sessé ex Dunal	chincuya *	0	0	0	1	0
<b>Apocynaceae</b>						
<i>Tabernaemontana donnell-smithii</i> Rose ex J.D. Sm.	lecherillo	5	0	0	0	1
<i>Thevetia ahouai</i> (L.) A. DC.	bola de perro	0	0	2	0	0
<b>Araliaceae</b>						
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	palo blanco	9	0	17	11	10
<b>Asteraceae</b>						
<i>Critonia hospitalis</i> (B.L. Rob.) R.M. King & H. Rob.	tallo negro al raspar	0	0	0	0	1
<i>Critonia morifolia</i> (Mill.) R.M. King & H. Hob.	palo de agua verde	2	0	3	1	1
<i>Podochaenium eminens</i> (Lag.) Sch. Bip. ex Sch. Bip.	parecido hoja chaya	1	0	0	0	0
<i>Vernonanthura patens</i> (Kunth) H. Rob.	malacate blanca	8	4	0	2	0
<b>Bignoniaceae</b>						
<i>Amphitecna macrophylla</i> (Seem.) Miers ex Baill.	jicara de montaña	0	0	0	0	1
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex A. DC.	macuilís	0	1	0	0	0
<b>Bixaceae</b>						
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	pochote	0	1	0	0	0
<b>Boraginaceae</b>						
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	bojón	5	1	1	1	1
<b>Burseraceae</b>						
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	palo mulato	35	9	27	47	23
<i>Protium</i> sp.	desconocido	0	0	4	0	4
<b>Cannabaceae</b>						
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	capulín	0	0	0	0	2
<b>Caricaceae</b>						
<i>Carica papaya</i> L.	papaya silvestre	3	0	0	0	3
<b>Chrysobalanaceae</b>						
<i>Licania platypus</i> (Hemsl.) Fritsch	cabeza de mico	0	0	0	1	0
<b>Euphorbiaceae</b>						
<i>Acalypha diversifolia</i> Jacq.	azota caballo	0	0	0	4	0
<i>Acalypha macrostachya</i> Jacq.	chamarro	0	0	0	14	15
<i>Acalypha</i> sp.	chamarro	0	0	3	0	0



## Apéndice: Continuación.

Familia/Especie	Nombre común	Número de individuos				
		s1	s2	s3	s4	s5
<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	mecapal	1	0	1	0	0
<i>Cnidocolus multilobus</i> (Pax) I.M. Johnst.	chaya pica	0	0	0	1	0
<i>Croton billbergianus</i> Müll. Arg.	popiste de montaña	0	0	6	0	0
<i>Ricinus communis</i> L.	higuera *	0	0	0	5	0
<b>Elaeocarpaceae</b>						
<i>Sloanea tuerckheimii</i> Donn. Sm.	peciolo largo	0	0	1	0	0
<b>Fabaceae</b>						
<i>Acacia collinsii</i> Saff.	cornesuelo de montaña	13	5	4	10	0
<i>Acacia cornigera</i> (L.) Willd.	cornesuelo común	9	51	6	9	17
<i>Acosmium panamense</i> (Benth.) Yakovlev	ramitas rojas	0	0	0	3	3
<i>Calliandra houstoniana</i> (Mill.) Standl.	charamusco	17	0	2	5	1
<i>Cajoba arborea</i> (L.) Britton & Rose	frijolillo	0	1	18	19	17
<i>Diphysa americana</i> (Mill.) M. Sousa	chipilcohíte	0	0	1	0	0
<i>Erythrina folkersii</i> Krukoff & Moldenke	madre chontal	0	3	1	0	2
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Walp.	cocohíte	6	0	1	5	1
<i>Inga vera</i> Willd.	chelele	20	12	10	14	6
<i>Inga</i> sp.	chelelito	0	5	0	2	0
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	guaje	2	0	0	1	0
<i>Lonchocarpus hondurensis</i> Benth.	gusano	69	61	61	69	10
<i>Lonchocarpus</i> sp. 1	amargoso	0	0	54	26	31
<i>Lonchocarpus</i> sp. 2	xihin-té	0	0	0	1	0
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	palo sangre	0	2	0	0	1
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	guanacaste, cuchilal	2	2	0	0	1
<i>Senna papillosa</i> (Britton & Rose) H.S. Irwin & Barneby	quelite	10	10	5	2	3
<i>Swartzia</i> sp.	fruto en forma de chile	0	0	0	2	0
<i>Vatairea lundellii</i> (Standl.) Killip	tinco	0	6	11	11	26
<b>Lamiaceae</b>						
<i>Tectona grandis</i> L.f.	teca *	3	0	0	0	0
<b>Lauraceae</b>						
<i>Nectandra reticulata</i> Mez	aguacatillo, on té	0	1	2	1	0
<i>Nectandra sanguinea</i> Rol. ex Rottb.	laurel hojas rojas	0	0	0	0	2
<i>Nectandra</i> sp.	laurelillo	2	2	6	1	1
<i>Persea americana</i> Mill.	aguacate	1	0	0	0	2
<i>Persea schiedeana</i> Nees	chinin	0	0	0	0	1
<b>Malvaceae</b>						
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaerth.	ceiba	0	1	0	1	5
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	guácimo	19	1	11	6	2

## Apéndice: Continuación.

Familia/Especie	Nombre común	Número de individuos				
		s1	s2	s3	s4	s5
<i>Hampea nutricia</i> Fryxell	majagua, jonote blanco	42	2	1	2	7
<i>Heliocarpus</i> sp.	jonote	0	0	0	2	0
<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H. Karst.	bellota	1	2	0	1	0
<i>Theobroma cacao</i> L.	cacao *	0	0	0	1	0
<i>Trichospermum mexicanum</i> (DC.) Baill.	corcho, algodoncillo	3	1	0	0	0
<b>Meliaceae</b>						
<i>Cedrela odorata</i> L.	cedro	7	10	1	2	3
<i>Guarea glabra</i> Vahl	carbonero	13	17	2	22	1
<i>Guarea</i> sp. 2	carbonero	0	3	9	4	2
<i>Swietenia macrophylla</i> King	caoba	0	0	0	0	7
<i>Trichilia havanensis</i> Jacq.	coshigue	59	18	21	21	23
<b>Moraceae</b>						
<i>Artocarpus camansi</i> Blanco	castaña *	0	0	0	0	3
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	ramón	0	0	6	3	3
<i>Brosimum</i> sp.	hosh rojo	0	0	0	1	2
<i>Castilla elastica</i> Cerv.	hule	1	4	3	2	4
<i>Ficus insipida</i> Willd.	amatillo	17	10	6	6	6
<i>Ficus yoponensis</i> Desv.	amate	15	5	10	3	5
<i>Ficus</i> sp. 1	matapalo	0	1	0	0	0
<i>Ficus</i> sp. 2	estípula larga	0	0	1	1	1
<i>Poulsenia armata</i> (Miq.) Standl.	carne de pescado	0	5	6	0	1
<i>Trophis racemosa</i> (L.) Urb.	ramoncillo	0	0	1	2	0
<b>Muntingiaceae</b>						
<i>Muntingia calabura</i> L.	capulín	20	6	2	0	0
<b>Myrtaceae</b>						
<i>Eugenia rhombea</i> (O. Berg) Krug & Urb.	desconocido	0	0	6	1	1
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	desconocido	0	12	30	28	3
<i>Myrcia</i> sp.	desconocido	21	8	55	5	5
<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merr.	pimienta	0	0	0	0	1
<i>Psidium friedrichsthalianum</i> (O. Berg) Nied.	arrayan *	0	1	0	0	0
<i>Psidium guajava</i> L.	guayaba *	1	1	1	0	0
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	pomarrosa *	0	3	4	2	1
<b>Picramniaceae</b>						
<i>Picramnia antidesma</i> Sw.	frutito anaranjado	0	0	1	0	0
<b>Piperaceae</b>						
<i>Piper aduncum</i> L.	hierba de soldado	24	0	0	3	1
<i>Piper amalago</i> L.	malacate tallo rugoso	5	0	1	10	12

## Apéndice: Continuación.

Familia/Especie	Nombre común	Número de individuos				
		s1	s2	s3	s4	s5
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	malacate tallo liso	10	0	4	0	9
<i>Piper auritum</i> Kunth	momo	18	0	0	0	14
<i>Piper</i> sp.	malacate tallo manchado	4	1	1	4	7
<b>Poaceae</b>						
<i>Guadua longifolia</i> (E. Fourn.) R.W. Pohl	bambu verde *	98	0	0	0	0
<b>Polygonaceae</b>						
<i>Coccoloba</i> sp.	uvero	0	0	1	0	0
<b>Primulaceae</b>						
<i>Ardisia compressa</i> Kunth	pimienton	0	0	1	3	1
<i>Ardisia</i> sp.	desconocido	0	0	0	0	1
<b>Rubiaceae</b>						
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	manzano	0	1	0	0	0
<i>Arachnothryx buddleioides</i> (Benth.) Planch.	cenizo	0	0	2	1	0
<i>Chomelia brachypoda</i> Donn. Sm.	desconocido	0	0	0	0	1
<i>Chomelia pedunculosa</i> Benth.	árbol de rama espinoso	0	0	0	7	0
<i>Hoffmannia</i> sp.	palo fruto entrenudo	0	0	0	1	0
<i>Hamelia patens</i> Jacq.	coralillo	0	0	1	0	0
<i>Psychotria anceps</i> Kunt	desconocido	0	0	0	0	1
<b>Rutaceae</b>						
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	naranja dulce *	1	0	3	0	0
<i>Citrus</i> sp.	lima *	1	0	0	0	0
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl. subsp. <i>kellermanii</i> (P. Wilson) Reynel	abrojo	9	1	6	1	4
<i>Zanthoxylum</i> sp.	cola de lagarto	1	1	4	2	0
<b>Salicaceae</b>						
<i>Casearia corymbosa</i> Kunth	coloradito	1	0	6	5	0
<i>Pleuranthodendron lindenii</i> (Turcz.) Sleumer	capulincillo	97	35	15	37	7
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	sauce	0	12	0	62	0
<b>Sapindaceae</b>						
<i>Cupania dentata</i> Moc. & Sessé ex DC.	quiebra hacha	9	3	3	14	1
<b>Sapotaceae</b>						
<i>Pouteria durlandii</i> (Standl.) Baehni	zapote de montaña	0	0	3	0	1
<i>Pouteria sapota</i> (Jacq.) H.E. Moore & Stearn	zapote	0	0	1	0	0
<b>Styracaceae</b>						
<i>Styrax argenteus</i> C. Presl	desconocido	0	0	5	0	0
<b>Solanaceae</b>						
<i>Cestrum nocturnum</i> L.	galán de noche	1	1	0	0	2

**Apéndice:** Continuación.

Familia/Especie	Nombre común	Número de individuos				
		s1	s2	s3	s4	s5
<b>Surianaceae</b>						
<i>Recchia simplicifolia</i> T. Wendt & E.J. Lott	tomatillo de río	0	0	0	0	7
<b>Ulmaceae</b>						
<i>Ampelocera hottlei</i> (Standl.) Standl.	luin	0	0	0	3	1
<b>Urticaceae</b>						
<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol.	guarumo	23	8	16	7	16
<i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Gaudich. ex Griseb.	cholagogue	2	0	3	4	4
<i>Urera elata</i> (Sw.) Griseb.	palo de agua	13	1	0	3	0
<b>Verbenaceae</b>						
<i>Citharexylum donnell-smithii</i> Greenm.	tallo cuadrado	10	1	8	3	0
<b>Total de individuos</b>		<b>774</b>	<b>359</b>	<b>512</b>	<b>575</b>	<b>369</b>