



Estructura y diversidad de un bosque de galería en el noreste de México

Structure and diversity of a gallery forest in northeastern Mexico

Eduardo Alanís-Rodríguez¹, Ernesto A. Rubio-Camacho², Pamela A. Canizales-Velázquez¹, Arturo Mora-Olivo³, Miguel Ángel Pequeño-Ledezma¹ y Enrique Buendía Rodríguez^{4*}

Abstract

The structure and diversity of the tree community of a gallery forest in northeastern Mexico was assessed. In 2017, at Allende municipality, Nuevo León, 15 sampling sites of 10 × 5 m were randomly established, where the individuals of arboreal size with a normal diameter ($d_{1.30\text{ m}} \geq 8$ cm) were measured. The horizontal structure was evaluated with the Importance Value Index, and the vertical structure, with Pretzsch's index. For diversity, the Margalef and Shannon-Wiener indexes were calculated. Nine species were registered, belonging to nine genera and nine families. The evaluated community had 2187 N ha⁻¹ abundance, with 496.3 m² ha⁻¹ basimetric area. The species with the highest abundance, dominance and frequency was *Taxodium mucronatum*, with 52.4 % of IVI value followed by *Platanus rzedowskii* (IVI = 23.2 %) and *Carya illinoensis* (IVI = 8.8 %). Pretzsch's index was 2.03, with a A_{max} of 3.29 and a A_{rel} of 61.87, which indicates medium structural diversity in the high strata. The D_{Mg} value (Margalef index) of the community was 1.52 and average value of 0.58 for the Shannon-Wiener index, which indicate that the evaluated community has low richness and diversity.

Key words: Importance Value Index, Pretzsch Index, Shannon-Wiener Index, *Platanus rzedowskii* Nixon & J. M. Poole, *Taxodium mucronatum* Ten.

Resumen

Se determinó la estructura y diversidad de la comunidad arbórea de un bosque de galería en el noreste de México. En el año 2017, en el municipio Allende, Nuevo León se establecieron de manera aleatoria 15 sitios de muestreo de 10 × 5 m, donde se midieron los individuos de porte arbóreo con un diámetro a la altura del pecho ($DAP = d_{1.30\text{ m}} \geq 8$ cm). La evaluación de la estructura horizontal, se hizo mediante el Índice de Valor de Importancia y de la vertical con el índice de Pretzsch. Para la diversidad se calcularon los índices de Margalef y Shannon-Wiener. Se registraron nueve taxones, pertenecientes a igual número de géneros y familias. La comunidad bajo estudio presentó una abundancia de 2 187 N ha⁻¹, con un área basal de 496.3 m² ha⁻¹. La especie que registró mayor abundancia, dominancia y frecuencia fue *Taxodium mucronatum*, con un valor de IVI de 52.4 %, seguida de *Platanus rzedowskii* (IVI = 23.2 %) y *Carya illinoensis* (IVI = 8.8 %). El valor del índice de Pretzsch fue de 2.03, con A_{max} de 3.29 y A_{rel} de 61.87; lo que indica una diversidad estructural media en los estratos de altura. La comunidad tuvo un valor de $D_{Mg} = 1.52$ para el índice de Margalef, y un valor promedio de 0.58 para el índice de Shannon-Wiener; por lo que, es baja su riqueza y diversidad.

Palabras clave: Índice de Valor de Importancia, índice de Pretzsch, índice de Shannon-Wiener, *Platanus rzedowskii* Nixon & J. M. Poole, *Taxodium mucronatum* Ten.

Fecha de recepción/Reception date: 12 de agosto de 2019

Fecha de aceptación/Acceptance date: 29 de enero de 2020

¹Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. México.

²Campo Experimental Centro-Altos de Jalisco, Centro de Investigación Regional Pacífico Centro. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México.

³Instituto de Ecología Aplicada, División del Golfo. Universidad Autónoma de Tamaulipas. México.

⁴Campo Experimental Valle de México, Centro de Investigación Regional Centro. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México.

Introducción

Los bosques de galería se desarrollan a lo largo de las corrientes de agua, constituyen un ecotono entre las comunidades acuáticas y las terrestres (Naiman y Décamps, 1997). Los beneficios de este tipo de vegetación tanto para la vida silvestre, como para el ser humano han sido ampliamente documentados (Lees y Peres, 2007). Además de proporcionar un hábitat seguro para especies de fauna y fungir como corredores biológicos naturales, los bosques de galería evitan el desbordamiento de los ríos (Granados-Sánchez *et al.*, 2006).

Dado que, usualmente, las poblaciones humanas se establecen cerca de cuerpos de agua, la vegetación asociada a ríos y arroyos también es afectada por el cambio de uso de suelo y otras actividades antrópicas (Belsky *et al.*, 1999). Así, la ganadería, la agricultura, el turismo y la extracción de madera para construcción han disminuido la riqueza y abundancia de las plantas propias de estos ecosistemas (Canizales *et al.*, 2010; Poff *et al.*, 2012). Por esas acciones y la ocurrencia de fenómenos naturales como los huracanes y los ciclones, es común que en la actualidad dichas comunidades vegetales hayan cambiado su estructura y composición florística (Granados-Sánchez *et al.*, 2006).

En el noreste de México, son comunes los bosques de galería a lo largo de ríos que nacen en las inmediaciones de la Sierra Madre Oriental (Treviño *et al.*, 2001). Particularmente, en el estado de Nuevo León existe una gran cantidad de ellos, tanto permanentes como temporales (Martínez *et al.*, 2003). Sin embargo, en la región no todos se han estudiado desde el punto de vista ecológico y se desconoce su estado actual (Treviño *et al.*, 2001), el cual es necesario conocer para llevar a cabo estudios futuros de restauración en los bosques de galería que están impactados negativamente. Por tanto, el presente estudio tiene como objetivo evaluar la estructura y diversidad de la comunidad arbórea de un bosque de galería localizado en el municipio Allende, Nuevo León, México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se desarrolló en una comunidad vegetal de bosque de galería que colinda con un Matorral submontano y un Matorral Espinoso Tamaulipeco en el noreste de México, específicamente, en el municipio Allende, Nuevo León. La comunidad corresponde a una condición madura, sin aparente disturbio antrópico y de difícil acceso. Sus coordenadas geográficas son 25°13'45" N y 100°03'18" O. El clima es seco (BS₀hw), según la clasificación de *Köppen* modificada por García (1988) para la república mexicana. La temperatura media anual es de 20 a 22 °C y los meses más calientes son julio y agosto, mientras que las temperaturas más bajas se registran en diciembre y enero, con una media de 13 a 14 °C.

Análisis de la vegetación

Se consideró un tramo de cuatro kilómetros, con una cota altimétrica de 450 a 490 msnm; en donde se establecieron, de manera aleatoria, 15 sitios de muestreo rectangulares de 50 m² (10 × 5 m) cada uno, para una superficie total de muestreo de 750 m². Los sitios se ubicaron a un costado de la corriente de agua del río, en forma paralela de acuerdo a la dirección de su cauce, el cual fluye de sur a norte (Canizales *et al.*, 2010); en ellos se midieron todos los individuos de porte arbóreo con un DAP ($d_{1.30\text{ m}}$) \geq 8 cm. Las variables dasométricas evaluadas fueron altura total (h), la cual se midió con un hipsómetro *Vertex III*[®] y diámetro normal ($d_{1.30\text{ m}}$), con una cinta diamétrica *Forestry Suppliers Inc*[®].



Análisis de la información

Para evaluar la estructura horizontal de cada especie se determinó su abundancia de acuerdo con el número de individuos, su dominancia en función de su área basal y su frecuencia con base en su presencia en las parcelas de muestreo. Los resultados se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de taxón denominado Índice de Valor de Importancia (*IVI*), el cual adquiere valores porcentuales en una escala del 0 al 100 (Müeller-Dombois y Ellenberg, 1974). La estimación de la abundancia relativa (AR_i) por especie obtuvo con la siguiente ecuación:

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum_{i=1..n} A_i} \right) \times 100$$

Donde

A_i = Abundancia absoluta

La dominancia relativa (DR_i) se evaluó mediante la fórmula:

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum_{i=1..n} D_i} \right) \times 100$$

Donde

D_i = Dominancia absoluta

La frecuencia relativa (FR_i) se calculó con la siguiente ecuación:

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum_{i=1..n} F_i} \right) \times 100$$

Donde

F_i = Frecuencia absoluta = P_i/NS

P_i = Número de sitios en los que está presente la especie

iNS = Número total de sitios de muestreo

En el caso de la caracterización horizontal de la comunidad vegetal, se usó el Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual es el resultado de la suma de los valores porcentuales de la abundancia, dominancia y frecuencia; el valor determina la presencia de cada taxón dentro de la comunidad y se define como (Whittaker, 1972; Moreno, 2001):

$$IVI = \frac{\sum_{i=1}^n (AR_i, DR_i, FR_i)}{3}$$

Donde:

AR_i = Abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total

DR_i = Dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total

FR_i = Frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total

La caracterización de la estructura vertical de los taxa se hizo con el índice de distribución vertical de especies (A) (Pretzsch, 2009), en el que se definieron tres zonas de altura: zona I, 80 %-100 % de la altura máxima del área; zona II, 50 %-80 %; y zona III, de 0 a 50 %. Este índice (A) sirve para determinar la diversidad estructural en cuanto a la distribución vertical de las especies y se calcula con la siguiente fórmula:

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} \times \ln p_{ij}$$

Donde:

S = Número de especies presentes

Z = Número de estratos de altura

p_{ij} = Porcentaje de especies en cada zona, y se estima mediante la siguiente ecuación:

$$p_{ij} = n_{i,j} / N$$

Donde:

$n_{i,j}$ = Número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j)

N = Número total de individuos

Para poder comparar el índice de *Pretzsch* es necesario estandarizarlo, y esto se realiza mediante el valor de A_{max} , que se calcula de la siguiente manera:

$$A_{max} = \ln(S \times Z)$$

Entonces, el valor de A se puede estandarizar con:

$$A_{rel} = \frac{A}{\ln(S \times Z)} \times 100$$

La riqueza y diversidad se determinaron los índices: de *Margalef* (D_{Mg}) que está basado en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica), y el de *Shannon-Wiener* (H'), cuyo fundamento es la distribución proporcional de la abundancia de cada taxon (Moreno, 2001). La comparación de los valores obtenidos se llevó a cabo mediante la prueba de t de *Student* de una sola muestra, con la que se compara el valor promedio de los índices obtenidos en el presente estudio, contra el valor de referencia de otros trabajos. Previo al análisis, se comprobó la normalidad con la prueba de *Shapiro-Wilks* (Zar, 2010).

Para describir la estructura de la comunidad en términos de la abundancia de cada especie se utilizaron curvas de rango/abundancia (Magurran, 2004). Se probaron los modelos de *Null*, *preemption*, *lognormal*, *zipf* y *mandelbrot*. Los parámetros se estimaron con el método de máxima verosimilitud y para la elección del mejor modelo se usó el criterio de información de *Akaike* (AIC), en función del menor valor. El análisis se realizó con el programa R v3.1.2 (R Core Team, 2017), con la paquetería *Vegan* (Oksanen *et al.*, 2016) y con apoyo de la plataforma *R Studio* (RStudio Team, 2016).

Resultados y Discusiones

Estructura horizontal

Se registraron nueve taxones, pertenecientes a igual número de géneros y familias. La comunidad evaluada presentó una abundancia de 2 187 N ha⁻¹, con un área basal de 496.3 m² ha⁻¹. La especie que registró mayor abundancia, dominancia y frecuencia fue *Taxodium mucronatum* Ten., con un valor de *IVI* de 52.4 %, seguida de *Platanus rzedowskii* Nixon & J. M. Poole (*IVI* = 23.2 %) y *Carya illinoensis* (Wangenh.) K. Koch (*IVI* = 8.8 %). Además, representaron 84.4 % del *IVI* de la comunidad y 15.6 % correspondió a las seis restantes (Cuadro 1).

Cuadro 1. Abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (IVI) de las especies registradas en el área de estudio.

| Especies | Abundancia | | Dominancia | | Frecuencia | | IVI |
|--|--------------------|------|---------------------------------|------|------------|------|------|
| | N ha ⁻¹ | % | m ² ha ⁻¹ | % | Sitios | % | |
| <i>Taxodium mucronatum</i> Ten. | 1 307 | 59.8 | 336.0 | 67.7 | 11 | 29.7 | 52.4 |
| <i>Platanus rzedowskii</i> Nixon & J. M. Poole | 547 | 25.0 | 73.7 | 14.8 | 11 | 29.7 | 23.2 |
| <i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch | 133 | 6.1 | 33.8 | 6.8 | 5 | 13.5 | 8.8 |
| <i>Fraxinus berlandieriana</i> A. DC. | 93 | 4.3 | 24.6 | 5.0 | 3 | 8.1 | 5.8 |
| <i>Morus nigra</i> L. | 27 | 1.2 | 11.0 | 2.2 | 2 | 5.4 | 2.9 |
| <i>Celtis laevigata</i> Willd. | 40 | 1.8 | 2.5 | 0.5 | 2 | 5.4 | 2.6 |
| <i>Quercus virginiana</i> Mill. | 13 | 0.6 | 9.5 | 1.9 | 1 | 2.7 | 1.7 |
| <i>Caesalpinia mexicana</i> A. Gray. | 13 | 0.6 | 5.1 | 1.0 | 1 | 2.7 | 1.4 |
| <i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck | 13 | 0.6 | 0.1 | 0.0 | 1 | 2.7 | 1.1 |
| Suma | 2 187 | 100 | 496.3 | 100 | 37 | 100 | 100 |

Cuatro géneros (*Carya*, *Platanus*, *Fraxinus* y *Taxodium*) se consideran característicos de este tipo de vegetación en México (Enríquez-Peña y Suzán-Azpiri, 2011). Por su parte, Treviño *et al.* (2001) registraron 21 y 16 especies para el estrato arbóreo de dos ríos en el centro sur del estado de Nuevo León; en tanto que Canizales *et al.* (2010) citaron siete taxones en un río con diferente grado de disturbio antrópico en el mismo estado. En dichos estudios, y de manera similar a lo obtenido en el presente trabajo, una de las especies más abundantes fue *Taxodium mucronatum*. En la investigación que aquí se documenta, a diferencia de las anteriores, se observó a *Platanus rzedowskii* como abundante y no a *P. occidentalis* L.

Estrada-Castillón *et al.* (2013) consignan ambas especies de *Platanus* en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey, y señalan que suelen asociarse con elementos de afinidad boreal como *Quercus* y *Carya*, entre otros; tal como se indica en el presente estudio. Asimismo, Nixon y Poole (2003) mencionan que estas dos especies ocurren en cercana proximidad en algunos sistemas riparios del noreste de México, y son las más conspicuas de este tipo de comunidad vegetal en las zonas templadas de la Sierra Madre Oriental.

Se registró *Citrus sinensis* con una densidad de 13 N ha⁻¹; especie exótica ampliamente usada con fines de producción de naranja en el municipio Allende; por

lo tanto, es posible que sus semillas dispersadas por aves (Verea *et al.*, 2009) hayan germinado en las zonas de estudio, pese a su difícil acceso.

La abundancia total fue de 2 187 N ha⁻¹; al respecto, Canizales *et al.* (2010) estimaron una abundancia total de 970 N ha⁻¹ para una comunidad de bosque de galería con poco grado de disturbio antrópico; Burton *et al.* (2005) señalaron un valor de 1 233 N ha⁻¹ y menor abundancia para uno cercano a un centro urbano (950 N ha⁻¹) en el sureste de Estados Unidos de América. Lo anterior indica que el disturbio antropogénico y la actividad turística registrada por los autores, aunque en grados menores, afecta la abundancia de los individuos arbóreos, ya que la comunidad de bosque de galería analizada en el presente estudio se encontraba en una zona de difícil acceso, sin alteración aparente.

De acuerdo al índice de valor de importancia, *Taxodium mucronatum* registró 52 % y *Platanus rzedowskii* 23.2 %. Canizales *et al.* (2010) mencionan a *T. mucronatum* con el índice de valor de importancia ecológico más alto en tres condiciones distintas de disturbio antrópico en el río Ramos, ubicado en Allende, Nuevo León; pero sin consignar a *P. rzedowskii*. Sin embargo, Treviño *et al.* (2001), para la misma localidad, citan como especies ecológicamente más importantes a *P. occidentalis*, seguida por *T. mucronatum*; y en el río Cabezones a *T. mucronatum* con el IVI más alto, seguida por *P. occidentalis* y *Populus wislizenii* Sarg.

Estructura vertical

La altura máxima para los árboles en el presente estudio fue de 15.5 m, a partir de la cual se realizó la estratificación para el cálculo del índice A. El estrato I (alto) lo conformaron tres especies y estuvo escasamente representado por 9.15 % de los individuos y 12.08 % del área basal. El estrato II se conformó por seis taxa y tuvo el mayor número de individuos (55.49 %) y área basal (68.76 %). En el estrato III se presentan ocho especies, con 35.37 % de los individuos y 19.16 % del área basal (Cuadro 2). El taxón con mayor abundancia en todos los estratos fue *Taxodium mucronatum*, seguido de *Platanus rzedowskii*, esto indica que la comunidad vegetal presenta incorporación de individuos del estrato bajo (III) que son abundantes en los estratos

altos (I y II). El valor del índice de *Pretzsch* fue de 2.03, con una A_{max} de 3.29 y A_{rel} de 61.87, lo que significa una diversidad estructural media en los estratos de altura, ya que los valores de A_{rel} cercanos a 100 % implica que todas las especies se distribuyen equitativamente en los tres estratos de altura (Mora-Donjuán *et al.*, 2014; Rubio *et al.*, 2014). Es importante mencionar que es poca la literatura donde se utiliza este índice en relación a los bosques de galería.

Cuadro 2. Valores del índice vertical de *Pretzsch* para el área de estudio.

| Especie | Abundancia | | | Dominancia | | |
|--|--------------------|-----------|-------------|---------------------------------|-----------|-------------|
| | N ha ⁻¹ | Del total | Del estrato | m ² ha ⁻¹ | Del total | Del estrato |
| Estrato I | | | | | | |
| <i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch | 13 | 0.61 | 6.67 | 0.85 | 0.17 | 1.42 |
| <i>Platanus rzedowskii</i> Nixon & J. M. Poole | 67 | 3.05 | 33.33 | 9.62 | 1.94 | 16.05 |
| <i>Taxodium mucronatum</i> Ten. | 120 | 5.49 | 60.00 | 49.49 | 9.97 | 82.53 |
| Total | 200 | 9.15 | 100 | 59.96 | 12.08 | 100 |
| Estrato II | | | | | | |
| <i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch | 67 | 3.05 | 5.49 | 24.59 | 4.96 | 7.21 |
| <i>Celtis laevigata</i> Willd. | 13 | 0.61 | 1.10 | 1.72 | 0.35 | 0.50 |
| <i>Fraxinus berlandieriana</i> A. DC. | 53 | 2.44 | 4.40 | 6.39 | 1.29 | 1.87 |
| <i>Platanus rzedowskii</i> Nixon & J. M. Poole | 240 | 10.98 | 19.78 | 35.04 | 7.06 | 10.27 |
| <i>Quercus virginiana</i> Mill. | 13 | 0.61 | 1.10 | 9.45 | 1.90 | 2.77 |
| <i>Taxodium mucronatum</i> Ten. | 827 | 37.80 | 68.13 | 264.11 | 53.21 | 77.38 |
| Total | 1 213 | 55.49 | 100 | 341.30 | 68.76 | 100 |
| Estrato III | | | | | | |
| <i>Caesalpinia mexicana</i> A. Gray. | 13 | 0.61 | 1.72 | 5.13 | 1.03 | 5.40 |
| <i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch | 53 | 2.44 | 6.90 | 8.35 | 1.68 | 8.78 |
| <i>Celtis laevigata</i> Willd. | 27 | 1.22 | 3.45 | 0.76 | 0.15 | 0.80 |
| <i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck | 13 | 0.61 | 1.72 | 0.14 | 0.03 | 0.15 |
| <i>Fraxinus berlandieriana</i> A. DC. | 40 | 1.83 | 5.17 | 18.25 | 3.68 | 19.19 |
| <i>Morus nigra</i> L. | 27 | 1.22 | 3.45 | 11.02 | 2.22 | 11.59 |
| <i>Platanus rzedowskii</i> Nixon & J. M. Poole | 240 | 10.98 | 31.03 | 29.01 | 5.84 | 30.51 |
| <i>Taxodium mucronatum</i> Ten. | 360 | 16.46 | 46.55 | 22.43 | 4.52 | 23.59 |
| Total | 773 | 35.37 | 100 | 95.10 | 19.16 | 100 |
| Total general | 2 187 | 100 | 300 | 496.36 | 100.00 | 300 |

Índices de riqueza y diversidad

La diversidad en el área fue menor ($H' = 0.58$) a la estimada por Canizales *et al.* (2010) en un bosque de galería catalogado como mejor conservado en su estudio, y no mostró diferencias significativas ($t = -1.433$, $df = 14$, $p\text{-value} = 0.173$). Por otra parte, para la comunidad con mayor disturbio antropogénico catalogada como preocupante, los anteriores autores registraron un valor menor, pero si se obtuvo diferencia significativa ($t = 3.711$ $df = 14$, $p\text{-value} = 0.002$) con respecto al presente estudio (Cuadro 3).

Cuadro 3. Comparación del índice de *Shannon-Wiener* de comunidades de bosque de galería en diferentes localidades.

| Autores | H' | t | df | p |
|---|------|---------|------|----------|
| Presente estudio (río Allende, Nuevo León) | 0.58 | - | - | - |
| Canizales <i>et al.</i> , 2010 (río Ramos conservado, Nuevo León) | 0.74 | -1.4332 | 14 | 0.1737 |
| Canizales <i>et al.</i> , 2010 (río Ramos perturbado, Nuevo León) | 0.18 | 3.7115 | 14 | 0.002324 |
| Treviño <i>et al.</i> , 2001 (río Cabezones, Nuevo León) | 2.67 | -19.164 | 14 | 1.92E-11 |
| Treviño <i>et al.</i> , 2001 (río Ramos, Nuevo León) | 1.74 | -10.62 | 14 | 4.41E-08 |
| Burton <i>et al.</i> , 2005 (Sand Creek 41.km distancia a centro urbano, E.U.A.) | 2.19 | -14.755 | 14 | 6.33E-10 |
| Burton <i>et al.</i> , 2005 (Clines Branch 30.58 distancia a centro urbano, E.U.A.) | 2.92 | -21.461 | 14 | 4.13E-12 |
| Santiago <i>et al.</i> , 2014 (arroyo La Fragua, Jalisco) | 1.8 | -11.172 | 14 | 2.33E-08 |
| Santiago <i>et al.</i> , 2014 (arroyo Chiquito, Jalisco) | 2.6 | -18.521 | 14 | 3.04E-11 |

$H' =$ Valor del índice de *Shannon-Wiener*, $t =$ Valor de la t student; $df =$ Grados de libertad; $p =$ Valor de p .

En cuanto a la riqueza de especies comparada con la de Canizales *et al.* (2010), no hay diferencias significativas en relación con las dos condiciones de bosque de galería analizadas por los autores (Cuadro 4). Canizales *et al.* (2010) mencionan que la actividad antropogénica tiene un efecto negativo en la diversidad y abundancia de las especies, por tal motivo, los valores fueron menores en comunidades vegetales con mayor disturbio antrópico. En relación con el estudio de Treviño *et al.* (2001) para los ríos Cabezones y Ramos, la diversidad fue mayor que en el trabajo que aquí se documenta; la comparación estadística indicó que hay

diferencias significativas, con respecto al valor registrado en el municipio Allende, Nuevo León (Cuadro 3). La comparación con las investigaciones de Burton *et al.* (2005) y Santiago *et al.* (2014) para bosques de galería en un gradiente de urbanización y uno altitudinal, respectivamente; sus resultados indicaron que existe diferencia estadística con la diversidad observada en este estudio, el mayor registro correspondió a los autores anteriores (Cuadro 3).

Cuadro 4. Comparación del índice de *Margalef* entre comunidades de bosque de galería en diferentes localidades.

| Autor | D_{Mg} | t | df | p |
|---|----------------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|
| Presente estudio (río Allende, Nuevo León) | 1.52 | - | - | - |
| Canizales <i>et al.</i> , 2010 (río Ramos conservado, Nuevo León) | 0.44 | 1.422 | 14 | 0.176 |
| Canizales <i>et al.</i> , 2010 (río Ramos perturbado, Nuevo León) | 0.5 | 0.897 | 14 | 0.384 |

D_{Mg} = Valor del índice de *Margalef*; t = Valor de la t student; df = Grados de libertad; p = Valor de p .

De acuerdo al índice de *Margalef*, el resultado de la presente investigación es tres veces mayor a lo documentado por Canizales *et al.* (2010), pero aun así no mostraron diferencias significativas con la comunidad vegetal conservada ($t = -1.422$, $df = 14$, p -value = 0.176), ni con la perturbada ($t = 0.897$, $df = 14$, p -value = 0.384).

Curva de rango/abundancia de las especies

En la Figura 1, se muestra la curva de rango/abundancia para todas las especies registradas en el muestreo de la vegetación. Esta curva se ajusta gráficamente a la distribución *Mandelbrot* (AIC=40.83), *Preemption* (AIC=41.80) y Lognormal (AIC=42.80), pero no así a *Null* (AIC=119.75). Por lo tanto, se puede describir la abundancia de especies en el área con los modelos *Mandelbrot*, *Preemption* y Lognormal, ya que la distribución de especies se ajusta a los modelos, gráfica y

analíticamente; sin embargo, la de *Mandelbrot* presentó el mejor ajuste. Dicho modelo indica que uno o unos pocos taxones tienen alta abundancia y dominan la comunidad vegetal, como en las etapas iniciales de la sucesión (Magurran, 2004). Este modelo ha sido considerado como uno de los mejores para describir la distribución de la abundancia de especies (Fischer *et al.*, 1943).

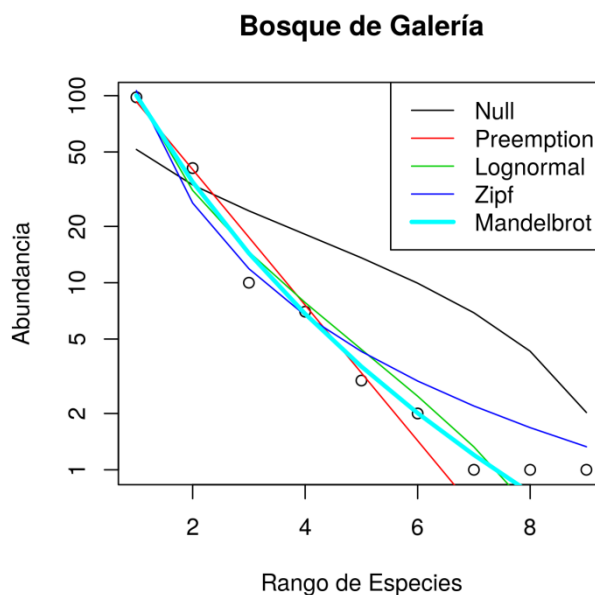


Figura 1. Curva rango de especies/abundancia de las especies para el bosque de galería y funciones ajustadas a esta curva.

El *Preemption* también denominado de nicho preferencial o serie geométrica, tuvo un ajuste ligeramente menor al modelo anterior, lo que implica que unas cuantas especies abundantes tienen una gran proporción sobre una parte de hiperespacio del nicho, por lo que su aparición se adapta a situaciones en las que el hábitat se ocupa secuencialmente (Aguirre *et al.*, 2008). Alanís-Rodríguez *et al.* (2017) observaron que el modelo geométrico fue el que mejor se ajustó a un mezquital en el centro de Nuevo León, noreste de México; los autores sugirieron que esta es una estructura

típica para un ambiente fuertemente perturbado. No obstante, la comunidad estudiada no está sujeta a un fuerte disturbio; por lo que, el modelo *Mandelbrot*, con un mejor ajuste, es el que mejor describe a la comunidad, ya que las especies analizadas en el bosque de galería responden a factores específicos que determinan la ecología de la comunidad, entre ellos los ambientales como la geomorfología, flujo del caudal o materia orgánica, o bien a factores biológicos propios como rápido crecimiento, ser sombra intolerantes.

Enríquez-Peña y Suzán-Azpiri (2011) señalan que entre los elementos que afectan el crecimiento reproductivo de *Taxodium mucronatum* Ten. están la disponibilidad de agua, la fertilidad del suelo y la contaminación. Asimismo, una de las características de *T. mucronatum* es su rápido crecimiento (Rolston, 2001), lo cual es importante para su desarrollo en las primeras etapas de la sucesión natural; además, es tolerante a la sombra durante sus primeras etapas de vida (Conafor, 2018). Para el caso del género *Platanus*, la intolerancia a la sombra puede aumentar la mortandad en la etapa de germinación en condiciones sucesionales avanzadas, ya que se tiene una alta cobertura de copa (Conabio, 2018), pero germinan y se desarrollan adecuadamente en áreas que presentan escasa cobertura (Carranza, 1994).

Conclusiones

En el área de estudio se registra una abundancia alta en comparación con bosques de galería con algún tipo de disturbio antrópico, lo que puede indicar el buen estado de conservación de la comunidad riparia. De acuerdo a la estructura vertical, la dominancia en los estratos bajo y medio de *T. mucronatum* y *P. rzedoswkii* indica que hay incorporación de individuos en las primeras fases de vida de las especies y una regeneración en la comunidad. La riqueza y diversidad es ligeramente menor a la de otras comunidades riparias, incluso cercanas a la zona, pero mayor a sitios con alto disturbio por actividad turística. Al modelo *Mandelbrot* le corresponde el mejor ajuste, de acuerdo a la abundancia de las especies; es decir, hay ciertos factores que son los que la determinan.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL, por las facilidades otorgadas para el desarrollo del trabajo de campo.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de interés.

Contribución por autor

Eduardo Alanís-Rodríguez: diseño y estructura del manuscrito, análisis de datos, y redacción del manuscrito; Ernesto A. Rubio-Camacho: captura de datos, análisis estadístico; Pamela A. Canizales-Velázquez: coordinación de trabajo de campo, toma de datos de campo, revisión del documento; Arturo Mora-Olivo: toma de datos de campo, análisis de información, revisión del documento; Miguel Ángel Pequeño-Ledezma: toma de datos de campo, revisión del documento; Enrique Buendía Rodríguez: análisis de información, redacción y revisión del documento.

Referencias

Aguirre C., O. A., J. Corral-Rivas, B. Vargas L. y J. Jiménez P. 2008. Evaluación de modelos de diversidad-abundancia del estrato arbóreo en un bosque de niebla. *Revista Fitotecnia Mexicana* 31(3): 281-289.

<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61031312> (29 de septiembre de 2019).

Alanís-Rodríguez, E., V. M. Molina-Guerra, J. Jiménez-Pérez, E. A. Rubio-Camacho, A. Mora-Oliva, A. Collantes-Chávez-Costa and J. J. Marroquín-Castillo. 2017. Composition, structure and diversity of a mesquite in Pesquería (Northeastern Mexico). *Revista Chilena de Historia Natural* 90:4. Doi: 10.1186/s40693-017-0066-1.

Belsky, A. J., A. Matzke and S. Uselman. 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 54: 419-431.

<https://pdfs.semanticscholar.org/7439/94722c6326433a10044898eabd0bcab3f4b3.pdf>

(10 de agosto de 2019).

Burton, M. L., L. J. Samuelson and S. Pan. 2005. Riparian Woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems* 8: 93-106.

Doi: 10.1007/s11252-005-1421-6.

Canizales V., P. A., G. J. Alanís F., S. Favela L., M. Torres M., E. Alanís R., J. Jiménez P. y H. Padilla R. 2010. Efecto de la actividad turística en la diversidad y estructura del bosque de galería en el noreste de México. *Ciencia UANL* 13(1): 55-63. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/3110999.pdf> (19 de julio de 2019).

Carranza, E. 1994. Flora del Bajío y de regiones adyacentes: fascículo 23. Familia Platanaceae. Xalapa: Instituto de Ecología. Veracruz, Ver. México. 7 p.

<http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/resumeness/FLOBA/Flora%2023.pdf>

(5 de julio de 2018).

Comisión Nacional Forestal (Conafor). 2018. SIRE Paquetes Tecnológicos. *Taxodium mucronatum*.

<http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/1011Taxodium%20mucronatum.pdf> (15 de agosto de 2018).

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). 2018. *Platanus mexicana*.

http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/56-plata1m.pdf (14 de agosto de 2018).

Enríquez-Peña, E. G. y H. Suzán-Azpiri. 2011. Estructura poblacional de *Taxodium mucronatum* en condiciones contrastantes de perturbación en el estado de Querétaro, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(1): 153-167.

Doi: 10.22201/ib.20078706e.2011.1.

Estrada-Castillón, E., J. A. Villarreal-Quintanilla, M. M. Salinas-Rodríguez, H. Rodríguez-González, J. Jiménez-Pérez and M. A. García-Aranda. 2013. Flora and phytogeography of Cumbres de Monterrey National Park, Nuevo Leon, Mexico. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas* 7(2): 771-801.

<http://www.jstor.org/stable/24621163> (4 de abril de 2019).

Fischer, R. A., A. S. Cobert and C. B. Williams. 1943. The relation between the number of species and the number of individual in a random simple of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12: 42-58. Doi: 10.2307/1411.

García, E. 1988. Modificaciones al Régimen de Clasificación Climática de Köppen, México. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F., México. 90 p.

http://www.igeograf.unam.mx/sigg/utilidades/docs/pdfs/publicaciones/geo_siglo21/serie_lib/modific_al_sis.pdf. (2 de agosto de 2018).

Granados-Sánchez, D., M. A. Hernández G. and G. F. López R. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12(1): 55-69.

https://chapingo.mx/revistas/en/forestales/contenido.php?section=article&id_articulo=450&doi= (28 de junio de 2019).

Lees, A. C. and C. A. Peres. 2007. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 2(1): 1-11. Doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00870.x.

Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell. Cambridge, MA, USA. 215 p.

Martínez M., A., I. Cantú S. y R. Aranda R. 2003. El medio ambiente y los recursos naturales de Nuevo León. *Ciencia UANL* 6(1): 3-4.

www.redalyc.org/pdf/402/40260101.pdf (10 de junio de 2019).

Mora-Donjuán, C. A., E. A. Rubio-Camacho, E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez-Pérez, M. A. González-Tagle, J. M. Mata-Balderas y A. Mora-Olivo. 2014. Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el noreste de México. *Polibotánica* 38: 53-66.

<http://www.polibotanica.mx/pdf/pb38/deser.pdf> (10 de septiembre de 2019).

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manual y tesis SEA. CYTED, UNESCO (ORCYT) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hgo., México. 83 p.

<http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf> (16 de julio de 2018).

Müeller-Dombois, D. and H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons. Nueva York, NY, USA. 547 p.

Naiman, R. J. and H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 28: 621-658.

Doi: 10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621.

Nixon, K. C. and J. M. Poole. 2003. Revision of the Mexican and Guatemalan species of *Platanus* (Platanaceae). *Lundellia* (6): 103-137.

<http://hdl.handle.net/2152/32766> (16 de julio de 2018).

Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs and H. Wagner. 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. RStudio Team, 2016. Rstudio: Integrated Development for R. (Online) RStudio, Inc. Boston, MA, USA.

<http://www.RStudio.com> RStudio, Inc., Boston, MA. Doi: 107.007/978-81-322-2340-5.

Poff, B., K. A. Koestner, D. G. Neary and D. Merritt. 2012. Threats to western United States riparian ecosystems: A bibliography. United States Department of Agriculture/Forest Service. Fort Collins, CO, USA.

https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr269.pdf (16 de julio de 2018).

Pretzsch, H. 2009. Forest Dynamics, Growth and Yield. From Measurement to Model. Springer-Verlag. Heidelberg, Germany. 664 p.

R Core Team. 2017. R: A Language Environment Statistical Computing. 55:275–286. <https://www.R-project.org> (28 de septiembre de 2018).

Rolston, S. H. 2001. Seed coat treatments influence germination of *Taxodium mucronatum*. Desert Plants 17(1): 15-18. <http://hdl.handle.net/10150/554341> (18 de julio de 2018).

RStudio Team. 2016. RStudio: Integrated Development for R. (Online) RStudio, Inc. Boston, MA, USA. Doi: 10.1007/978-81-322-2340-5.

Rubio, E. A., M. A. González, J. Jiménez, O. A. Aguirre y D.Y. Ávila. 2014. Distribución vertical de especies de Bosques Montanos de la Sierra Madre Oriental de México. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Mérida, Yuc., México. 84 p.

Santiago, A. L., A. Ayón-Escobedo, V. C. Rosas-Espinoza, F. A. Rodríguez y S. L. Toledo. 2014. Estructura del bosque templado de galería en la sierra de Quila, Jalisco. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 5(24): 144-159.

<https://www.redalyc.org/pdf/634/63439010012.pdf> (25 de septiembre de 2019).

Treviño, E. J., C. Cavazos, C. y O. A. Aguirre. 2001. Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro sur de Nuevo León. Madera y Bosques 7(1): 13-25. Doi:10.21829/myb.2001.711315.

Verea, C., M. A. Araujo, L. Parra y A. Solórzano. 2009. Estructura de la comunidad de aves de un monocultivo frutícola (naranja) y su valor de conservación para la avifauna: estudio comparativo con un cultivo agroforestal (cacao). *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales* 172: 51-68.

Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*. 21: 213–251. Doi: 10.2307/1218190.

Zar, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*, 5ta ed. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, USA. 944 p.



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0* [Atribución-No Comercial \(CC BY-NC 4.0 Internacional\)](#), que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.