

Estructura y diversidad del bosque de galería del Parque Natural La Estanzuela, Nuevo León, México

Structure and diversity of the gallery forest of the Natural Park La Estanzuela, Nuevo Leon, Mexico

Alanís-Rodríguez, E.¹ , Montiel-Rojas, A. P.¹ , Molina-Guerra, V. M.^{1,2} ,
García-García, S. A.³ , Mora-Olivo, A.^{4*} 

¹Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional, km 145. C.P. 67700, Linares, Nuevo León, México.

² Departamento de Investigación. RENAC, S.A. de CV. Perilitas 127, Col. Las Glorias, C.P. 67710, Linares, Nuevo León, México.

³ Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales. Universidad Autónoma de Chihuahua. Km 2.5 Carretera Delicias-Rosales. C.P. 33000, Delicias, Chihuahua, México.

⁴ Facultad de Ingeniería y Ciencias / Instituto de Ecología Aplicada. Universidad Autónoma de Tamaulipas. División del Golfo 356. C.P. 87019, Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.

RESUMEN

Se evaluó la estructura y diversidad del bosque de galería en el Parque Natural La Estanzuela, en Monterrey, Nuevo León, México. Se establecieron de manera sistemática ocho sitios de muestreo rectangulares de 200 m² (20 x 10 m) con una distancia de 250 m a lo largo de los dos kilómetros de la ribera del río. Se calcularon variables de abundancia, dominancia, frecuencia y valor de importancia y los índices de Margalef, entropía de Shannon y el índice de diversidad verdadera de Shannon. Se registraron 15 especies (diez nativas y cinco introducidas) pertenecientes a 15 géneros y 14 familias de plantas vasculares. Las especies que presentaron el mayor valor del índice de valor de importancia fueron *Quercus polymorpha*, *Populus alba* y *Croton fruticosus*. Los índices empleados indicaron una riqueza y diversidad de un bosque de galería maduro, aunado a los gráficos de clases de diamétricas y de altura indican una comunidad madura en estado activo de regeneración.



Please cite this article as/Como citar este artículo:

Alanís-Rodríguez, E., Montiel-Rojas, A. P., Molina-Guerra, V. M., García-García, S. A., Mora-Olivo, A. (2025). Structure and diversity of the gallery forest of the Natural Park La Estanzuela, Nuevo Leon, Mexico. *Revista Bio Ciencias*, 12, e1825. <https://doi.org/10.15741/revbio.12.e1825>

Article Info/Información del artículo

Received/Recibido: October 31th 2024.

Accepted/Aceptado: May 13th 2025.

Available on line/Publicado: May 21th 2025.

PALABRAS CLAVE: Riqueza, clases diamétricas, especies nativas, flora leñosa, plantas riparias.

*Corresponding Author:

Arturo Mora-Olivo. Facultad de Ingeniería y Ciencias / Instituto de Ecología Aplicada. Universidad Autónoma de Tamaulipas. División del Golfo 356. C.P. 87019, Ciudad Victoria, Tamaulipas, México. Teléfono (834) 308 5222.

E-mail: amorao@docentes.uat.edu.mx

ABSTRACT

We evaluated the structure and diversity of the gallery forest in La Estanzuela Natural Park, in Monterrey, Nuevo León, Mexico. Eight rectangular sampling sites of 200 m² (20 x 10 m) were systematically established with a distance of 250 m along the two kilometers of the riverbank. Variables of abundance, dominance, frequency, and importance value and the Margalef indices, Shannon entropy and Shannon's true diversity index were calculated. Fifteen species (ten natives and five introduced) belonging to 15 genera and 14 families were recorded. The species that presented the highest value of the importance value index were *Quercus polymorpha*, *Populus alba* and *Croton fruticulosus*. The indices indicated the richness and diversity of a preserved gallery forest, together with the graphs of diameter and height classes indicate a mature community in an active state of regeneration.

KEY WORDS: Richness, diametric classes, native species, woody flora, riparian plants.

Introducción

Las comunidades vegetales que prosperan a lo largo de los ríos y otros cuerpos de agua reciben el nombre de bosques de galería o vegetación riparia (Rzedowski, 2006). Aunque se conforman por plantas herbáceas, son las arbustivas y las arbóreas las que caracterizan la cobertura vegetal propia de los bordes de las corrientes de agua (Aguilar-Luna *et al.*, 2018). Estos bosques son el hábitat de numerosas especies animales y vegetales que están adaptadas a vivir en un ecotono entre los ecosistemas acuáticos de los ríos y los terrestres de los alrededores (Seaman & Schulze, 2010). Entre los servicios ecosistémicos que ofrecen estas comunidades, destacan su valor como corredores biológicos que aseguran la sobrevivencia de la fauna silvestre, sirven de barreras naturales para regular el flujo del agua evitando inundaciones, y además aportan grandes cantidades de nutrientes al subsuelo (Riis *et al.*, 2020). Asimismo, estas comunidades son útiles para los pobladores al contar con especies comestibles, medicinales o maderables (Rajbongshi & Das, 2024).

Aunque los bosques de galería se pueden encontrar en zonas altas o bajas por igual, es en las montañas altas donde surgen inicialmente y tienen un mejor estado de conservación (Ajonina *et al.*, 2020). Por esta razón las porciones serranas de México incluyen una gran cantidad de bosques de galerías a lo largo de sus ríos y arroyos (Lot *et al.*, 2015). En el caso de la Sierra Madre Oriental, existe una buena representación de estos bosques, aunque en algunos

casos, éstos han sufrido el impacto de las actividades antropogénicas como la deforestación, la contaminación y la introducción de especies exóticas (Rosete-Vergés *et al.*, 2014).

Por lo anterior, se han instrumentado políticas públicas encaminadas a la protección de los bosques de galerías y otras comunidades vegetales como sucede en el estado de Nuevo León, donde se encuentra el Parque Nacional Cumbres de Monterrey (CONANP, 2006). En la vertiente oriental de esta área natural protegida se localiza a su vez el Parque Natural “La Estanzuela”, el cual es una reserva estatal que se localiza a 20 km al sur de la zona metropolitana de Monterrey. En la actualidad, el arroyo principal y permanente de “La Estanzuela” permite el desarrollo de extensos bosques de galería, que, en conjunto con las cascadas naturales, son un atractivo para turistas nacionales y extranjeros (PVS, 2022).

Desafortunadamente la construcción de zonas residenciales y otras acciones antropogénicas ejercen cada vez más presión sobre los bosques que crecen en este y otros parques naturales de Nuevo León (Rubio, 2019). Por esta razón es necesario que se realicen estudios florísticos y ecológicos en estas zonas, que respalden y contribuyan a la conservación de este patrimonio natural. Aunque se han realizado algunos estudios florísticos y ecológicos sobre bosques de galería en la zona metropolitana de Monterrey como los de los ríos Santa Catarina y La Silla (Mata-Balderas *et al.*, 2020, 2022), el área en particular de La Estanzuela carece de este tipo de trabajos. Hasta ahora, el único antecedente que existe sobre el tema específico es la mención somera de comunidades de galería en el cañón de La Estanzuela cuando se publicó la Historia Natural del Parque Natural Cumbres de Monterrey (Cantú *et al.*, 2013). En este sentido, este trabajo tuvo como objetivo, evaluar la estructura y diversidad del bosque de galería en el Parque Natural “La Estanzuela”, además de conocer el origen de las especies (nativas o introducidas).

Material y métodos

Área de estudio

El estudio se desarrolló en el bosque de galería del Parque Natural “La Estanzuela”, que se encuentra a lo largo del arroyo El Calabozo dentro del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, al sur del municipio de Monterrey (Noreste de México). El arroyo El Calabozo es un tributario del río La Silla que forma parte de la Cuenca Río Bravo-San Juan y de la Región Hidrológica Río Bravo (INEGI, 1986). Las coordenadas de la ubicación del sitio de inicio son 25° 31' 56.11" norte, 100° 16' 13.46" oeste y las del sitio donde se realizó el análisis son 25° 31' 55.05" norte, 100° 16' 37.25" oeste con altitudes que varía entre los 710 m.s.n.m. y 920 m.s.n.m. (Figura 1). El clima es semicálido subhúmedo con lluvias en verano (INEGI, 2017), con una precipitación promedio es de 1,034.2 mm (CONAGUA, 2016).

Análisis de la vegetación

En abril de 2021 se establecieron de manera sistemática ocho sitios de muestreo rectangulares de 200 m² (20 x 10 m) con una distancia de 250 m a lo largo de los dos kilómetros de ribera del arroyo del Parque Natural La Estanzuela (Figura 1). Los sitios se establecieron en ambos lados en forma paralela de acuerdo con la dirección del cauce del arroyo, el cual fluye de sur a norte (Canizales Velázquez *et al.*, 2010; Cantú *et al.*, 2013; Canizales-Velázquez *et al.*, 2021). En cada sitio se midieron todos los individuos con un diámetro normal (DN) ($d_{1.30}$ m) ≥ 5.0 cm, con el objeto de obtener la estructura vertical y horizontal de la vegetación leñosa. Las variables dasométricas evaluadas fueron altura total (h), diámetro normal ($d_{1.30}$ m) y diámetro de copa (d_{crown}), el cual se midió en dos direcciones: en la sección de mayor proyección de la copa y en la dirección perpendicular a esta (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020a). Para la identificación de las plantas se tomaron muestras que se herborizaron y se cotejaron con ejemplares de los herbarios FCF y UAT con la ayuda de especialistas. Para verificar la nomenclatura correcta de las especies se utilizó la plataforma Tropicos® (Tropicos, 2024). Posteriormente a cada especie se le investigó su nombre común, la forma biológica y el origen geográfico (nativas o introducidas), esto último mediante plataformas electrónicas como Plants of the World Online (POWO, 2024) o Enciclopedia (CONABIO, 2024) y la revisión de listas de plantas nativas y exóticas para México (Villaseñor & Espinosa-García, 2004; Villaseñor, 2016).

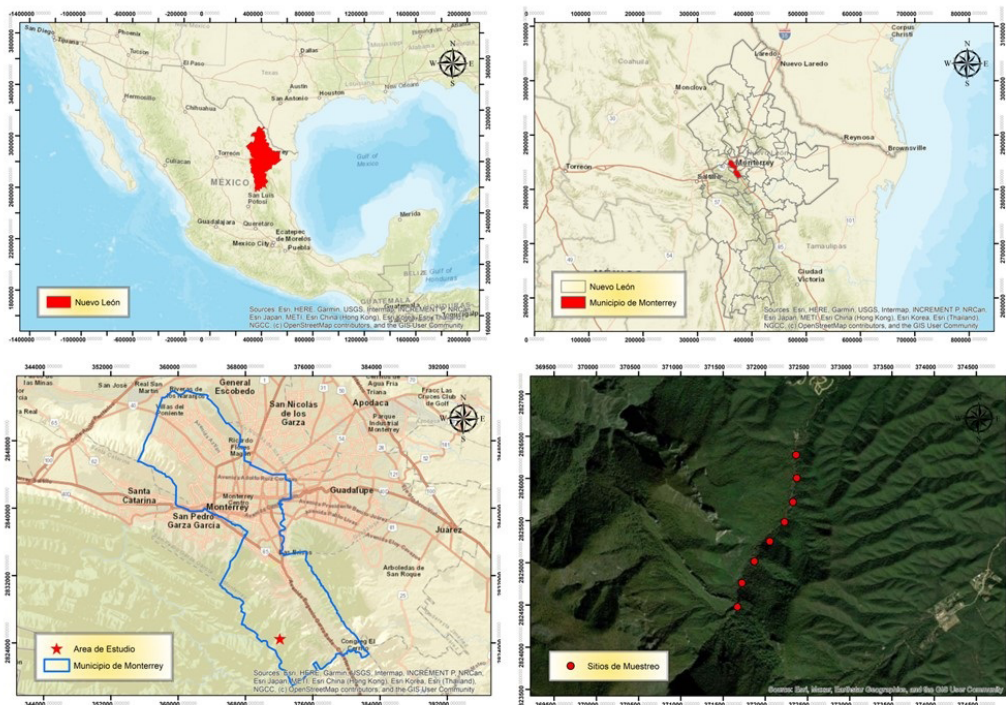


Figura 1. Localización del área de estudio y los sitios de muestreo en el municipio de Monterrey, Nuevo León.

Análisis de información

Para evaluar la estructura de las especies se determinó la abundancia de acuerdo con el número de individuos, su dominancia en función de su área de copa y la frecuencia con su presencia en los sitios de muestreo (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020a). Con los valores relativos de estos parámetros se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual adquiere valores porcentuales en una escala del 0 al 100 (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020a). La riqueza y diversidad se estimaron con el índice de Margalef (D_{Mg}), el índice de entropía de Shannon (H') y el número de especies efectivas del orden 1 ($q=1$), también conocido como índice de diversidad verdadera de Shannon (1D) (Magurran, 2004; Jost, 2006). Las fórmulas utilizadas para estimar los parámetros ecológicos y los índices de diversidad se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Fórmulas utilizadas para estimar los indicadores ecológicos de las especies y los índices de diversidad.

Fórmula	Donde:
$A_i = \frac{N_i}{S}$ $AR_i = \left[A_i / \sum_{i=1}^n A_i \right] \times 100$	A_i = abundancia absoluta AR_i = abundancia relativa por especie N_i = número de individuos de la especie i S = superficie de muestreo (ha)
$D_i = \frac{G_i}{S}$ $DR_i = \left[D_i / \sum_{i=1}^n D_i \right] \times 100$	D_i = dominancia absoluta DR_i = dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total G_i = área basal de la especie i S = superficie (ha).
$F_i = \frac{P_i}{NS}$ $FR_i = \left[F_i / \sum_{i=1}^n F_i \right] \times 100$	F_i = frecuencia absoluta FR_i = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total P_i = número de sitios en los que está presente la especie i NS = el número total de sitios de muestreo.
$IVI = \frac{\sum_{i=1}^n (AR_i, DR_i, FR_i)}{3}$	IVI = índice de valor de importancia AR_i = abundancia relativa por especie respecto a la densidad 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

Continuación

Tabla 1. Fórmulas utilizadas para estimar los indicadores ecológicos de las especies y los índices de diversidad.

Fórmula	Donde:
$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$ $p_i = n_i/N$	H' = índice de Shannon-Weiner S = número de especies presentes N = número total de individuos n_i = número de individuos de la especie $\ln$ = logaritmo natural
$D_{Mg} = \frac{S-1}{\ln(N)}$	D_{Mg} = índice de Margalef S = número de especies presentes N = número total de individuos $\ln$ = logaritmo natural
${}^1D = \exp(H')$	1D = índice de diversidad verdadera de Shannon H' = índice de Shannon-Weiner

Para describir y analizar la estructura de la comunidad vegetal, se elaboraron gráficos de distribución de clases diamétricas y de altura. Estos gráficos permiten identificar patrones de distribución del tamaño de los individuos. Además, se establecieron líneas de tendencia para evaluar las relaciones, utilizando el valor de r^2 como indicador del ajuste (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020a). Todos los análisis se realizaron manualmente mediante el programa de hojas de cálculo Excel y con base en las fórmulas descritas anteriormente (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020a).

Resultados

Se registraron 15 especies pertenecientes a 15 géneros y 14 familias de plantas vasculares, la familia con mayor número de especies fue Oleaceae, con dos especies. Otras familias representadas fueron *Boraginaceae*, *Euphorbiaceae*, *Fabaceae*, *Fagaceae*, *Juglandaceae*, *Lauraceae*, *Meliaceae*, *Pittosporaceae*, *Platanaceae*, *Rhamnaceae*, *Rutaceae*, *Salicaceae* y *Ulmaceae*. De acuerdo con su forma biológica, tres fueron arbustivas y doce arbóreas (Anexo 1). En relación con su origen geográfico diez fueron nativas (incluyendo tres especies endémicas a México) y cinco introducidas.

En la Tabla 2 se muestran los valores descriptivos de la abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia de las especies. La abundancia absoluta de la comunidad vegetal fue de 355 N ha⁻¹ (individuos por hectárea), la especie que presentó mayor valor fue *Quercus polymorpha* Schltdl. & Cham. con 92 N ha⁻¹, representando el 26.06 % de la abundancia total, seguido de *Populus alba* L. y *Croton fruticosus* Torr. con 16.9 % y 16.2 % respectivamente, las 12 especies restantes conforman el 40.84 % faltante del total. El área de copa y el área basal fueron de 14,980.4 m² ha⁻¹ y 27.99 m² ha⁻¹ respectivamente.

La especie con mayor valor de área de copa fue *Q. polymorpha* con el 30.08 % de la cobertura total de la vegetación, seguido de *P. alba* con 29.62 %, después *Platanus rzedowskii* Nixon & J.M.Poole con 16.21 %, las 12 especies restantes representando el 24.07 %. Referente al área basal, la especie con mayor valor fue *P. alba* con el 45.45 %, seguido de *Q. polymorpha* con 31.70 % y *P. rzedowskii* con 12.69 % respectivamente, los 12 restantes representaron el 10.16 % de la comunidad vegetal.

De acuerdo con la frecuencia, dos especies fueron registradas en más de la mitad de los sitios de muestreo, las cuales fueron *Q. polymorpha* y *C. fruticosus*. Cuatro especies se registraron en dos sitios de muestreo y seis especies se registraron únicamente en un sitio de muestreo.

P. alba fue la especie que presentó el mayor valor de volumen (m³ ha⁻¹), seguida por *Q. polymorpha* y *P. rzedowskii*. Por el contrario, las especies que tuvieron volúmenes menores (por debajo de 0.04 m³ ha⁻¹) fueron *Colubrina greggii* S. Watson, *Ulmus serotina* Sarg. y *Melia azedarach* L.

Las especies que presentaron el mayor índice de valor de importancia fueron *Q. polymorpha* con 23.74 %, seguido por *P. alba* y *C. fruticosus* con 18.65 % y 12.21 % respectivamente, estas especies representan el 54.61 % de la comunidad vegetal. Las especies con menor valor (por debajo de =.04 fueron *M. azedarach* y *U. serotina* con 1.57 % y 1.51 % respectivamente. Las 10 especies nativas representaron el 68.67 % de IVI y las introducidas el 31.33 %.

Tabla 2. Valores descriptivos de la abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (IVI) de las especies registradas en el área de estudio del bosque de galería del Parque Natural “La Estanzuela”.

	Abundancia		Dominancia				Frecuencia		Volumen	IVI
Especie	Absoluta N ha ⁻¹	Relativa	Área de copa		Área basal		Sitios	Relativa	m² ha ⁻¹	
			m² ha ⁻¹	Relativa	m² ha ⁻¹	Relativa				
<i>Quercus polymorpha</i>	92.50	26.06	4506.69	30.08	8.88	31.70	7	18.42	79.21	23.74
<i>*Populus alba</i>	60.00	16.90	4437.89	29.62	12.72	45.45	4	10.53	101.04	18.65

Continuación

Tabla 2. Valores descriptivos de la abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (IVI) de las especies registradas en el área de estudio del bosque de galería del Parque Natural “La Estanzuela”.

	Abundancia		Dominancia				Frecuencia		Volumen	IVI
Especie	Absoluta N ha ⁻¹	Relativa	Área de copa		Área basal		Sitios	Relativa	m² ha ⁻¹	
			m² ha ⁻¹	Relativa	m² ha ⁻¹	Relativa				
<i>Croton fruticosus</i>	57.50	16.20	1084.83	7.24	0.99	3.53	6	15.79	5.80	12.22
<i>Platanus rzedowskii</i>	30.00	8.45	2429.00	16.21	3.55	12.69	2	5.26	32.19	10.11
<i>Juglans mollis</i>	25.00	7.04	455.44	3.04	0.23	0.80	5	13.16	1.11	7.13
* <i>Ligustrum lucidum</i>	32.50	9.15	375.78	2.51	0.68	2.43	2	5.26	2.66	5.77
<i>Fraxinus berlandieriana</i>	10.00	2.82	844.18	5.64	0.54	1.91	2	5.26	5.38	4.70
* <i>Citrus x aurantium</i>	12.50	3.52	136.44	0.91	0.05	0.19	2	5.26	0.19	3.36
<i>Ehretia anacua</i>	7.50	2.11	239.86	1.60	0.17	0.62	2	5.26	0.72	3.12
<i>Aiouea pachypoda</i>	10.00	2.82	138.44	0.92	0.09	0.32	1	2.63	0.36	2.50
* <i>Pittosporum tobira</i>	5.00	1.41	102.74	0.69	0.07	0.24	1	2.63	0.27	1.96
<i>Cercis canadensis</i>	5.00	1.41	66.05	0.44	0.01	0.04	1	2.63	0.04	1.87
<i>Colubrina greggii</i>	2.50	0.70	115.21	0.77	0.01	0.03	1	2.63	0.03	1.75
* <i>Melia azedarach</i>	2.50	0.70	38.97	0.26	0.01	0.02	1	2.63	0.02	1.58
<i>Ulmus serotina</i>	2.50	0.70	8.91	0.06	0.01	0.03	1	2.63	0.03	1.51
Suma	355	100	14980	100	28.00	100	38	100	229.04	100

*Las especies con asterisco son introducidas. Las especies están ordenadas de manera decreciente según el valor de IVI.

El gráfico de clases diamétricas muestra que la mayor abundancia absoluta se registró en los individuos menores de 10 cm de diámetro normal, con 163 N ha⁻¹, observándose después una tendencia exponencial negativa en la abundancia de individuos conforme aumenta el diámetro de éstos, siendo las categorías a partir de 70 cm las que presentaron la menor abundancia, con valores inferiores a los 5 N ha⁻¹ (Figura 2).

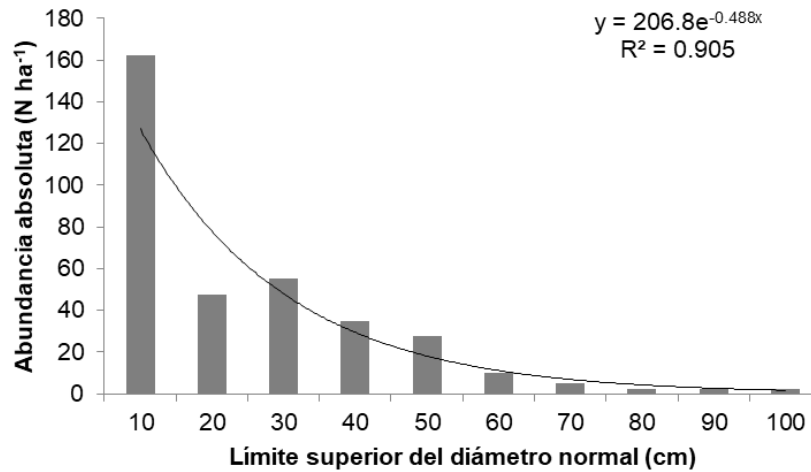


Figure 2. Distribution of diameter classes for the vegetation of the gallery forest of La Estanzuela Natural Park.

El gráfico de clases de altura también presentó una tendencia exponencial negativa conforme aumenta la altura de los individuos. La clase con límite superior de 7 m fue la dominante con 123 N ha⁻¹. El 61.97 % de los árboles se encuentran en las primeras dos categorías, es decir miden menos de 11 m. Los árboles de mayor tamaño (categoría 23.01- 27.00 m) presentaron una densidad de 13 N ha⁻¹ (Figura 3).

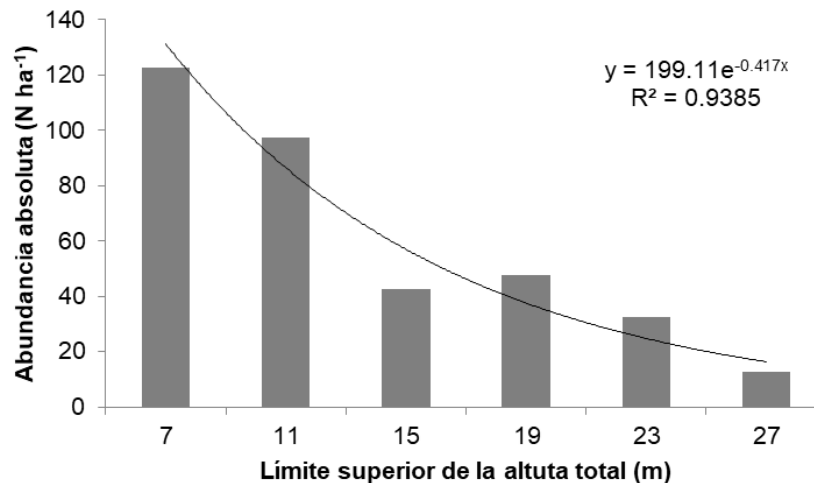


Figura 3. Distribución de clases de altura para la vegetación del bosque de galería del Parque Natural La Estanzuela.

La comunidad vegetal evaluada presentó un índice de diversidad de Margalef (D_{Mg}) de 2.82, un índice de entropía de Shannon (H') de 2.18 y un índice de diversidad verdadera de Shannon (1D) de 8.84.

Discusión

De acuerdo con los resultados, la familia con mayor preeminencia en el área fue Oleaceae, lo cual se puede entender por la presencia de dos especies (*Fraxinus berlandieriana* y *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton) que habitan preferentemente a lo largo de corrientes de agua o tienen amplia tolerancia a la humedad (Brixner Dreyer *et al.*, 2019; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020b). Aunque el resto de las familias sólo tuvieron una especie, algunas también son características de la vegetación riparia o boques de galería como *Juglandaceae*, *Platanaceae* y *Salicaceae* (Rzedowski, 2006).

Se ha señalado que géneros como *Platanus*, *Populus*, *Fraxinus*, *Salix* y *Taxodium* son propios de los bosques de galería en México (Enríquez-Peña & Suzán-Azpiri, 2011); sin embargo, en el presente estudio únicamente se registraron los primeros tres. Y de hecho, *Populus* fue el más representativo después de *Quercus* en este trabajo, ambos géneros son típicos de bosques de galería o bosques templados mexicanos de altitudes mayores (Holguín-Estrada *et al.*, 2021; Vega-Mares *et al.*, 2020). El género *Quercus* no suele ser común en los bosques de galería de Nuevo León, pero debido a la altitud en la que se encuentra el área de estudio, puede llegar a formar parte de estos ecosistemas (Rzedowski, 2006). Además, Nuevo León es el segundo estado con mayor número de especies de dicho género (Valencia-A., 2004).

La riqueza de especies registradas en este trabajo se considera aceptable, tomando en cuenta que solamente se muestrearon ocho sitios en 250 m de la ribera del arroyo y que en otros bosques de galería cercanos se tuvieron valores menores. Este fue el caso de dos estudios realizados en el río Ramos en Allende, Nuevo León donde se muestrearon 12 y 15 sitios obteniéndose siete y nueve especies respectivamente (Canizales Velázquez *et al.*, 2010; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020b). Sin embargo, el número de especies fue igual (15) al registrado por Holguín-Estrada *et al.* (2021) en dos de sus tres intervalos evaluados en un bosque de galería en Guachochi, Chihuahua. Por otro lado, también es pertinente mencionar que otros estudios en este tipo de bosques han registrado un mayor número de especies como lo reportado por Canizales-Velázquez *et al.* (2021) quienes encontraron 21 especies en un bosque de galería urbano en Linares, Nuevo León. Mata-Balderas *et al.* (2020) mencionan la existencia de 18 y 60 especies en dos estratos de vegetación ribereña del río Santa Catarina en Nuevo León.

Las especies nativas registradas incluyen a tres especies con una distribución restringida a los límites de México: *Aiouea pachypoda* (aguacatillo), *Juglans mollis* (nogal encarcelado) y *Platanus rzedowskii* (álamo) (Villaseñor, 2016; CONABIO, 2024; POWO, 2024). La primera de ellas (aguacatillo) tenía una amplia distribución en el país ocupado distintos tipos de vegetación; sin embargo, el cambio de uso de suelo le ha restringido a microambientes protegidos como ocurre en el área de estudio (van der Werff, 1997). *J. mollis* es un árbol endémico del noreste y

centro de México donde se desarrolla principalmente en bosques de encino (Pérez-Calix, 2001). Y *P. rzedowskii* es una especie restringida a los arroyos y ríos de Nuevo León, Tamaulipas y norte de San Luis Potosí, que se cultiva frecuentemente como ornamental en el norte de México (Nixon & Poole, 2003).

Es interesante observar que, aunque la mayoría de las especies (66.67 %) son nativas, un contingente importante (33.33 %) son introducidas: *Citrus x aurantium* L. *Ligustrum lucidum*, *Melia azedarach*, *Pittosporum tobira* (Thunb.) W.T. Aiton y *Populus alba* (Anexo 1). Estas plantas principalmente de origen asiático son plantas cultivadas u ornamentales en muchas partes del mundo y eventualmente escapan invadiendo humedales y otros ecosistemas (Weber, 2003; Villaseñor & Espinosa-García, 2004; Henderson, 2007; Fernandez et al., 2020). Varias de las especies mencionadas se han reportado tanto en bosques naturales como urbanos de Nuevo León y en bosques de galería en el centro de México (Alanís, 2005; Galicia, 2011; Alanís et al., 2014; Sánchez-Castillo et al., 2017; Aguilar-Luna et al., 2018; Canizales-Velázquez et al., 2021). Sin embargo, el registro de estas especies en un área natural protegida como el Parque Nacional Cumbres de Monterrey donde solamente se había reportado la presencia de *Ligustrum lucidum* desde 2011 (Estrada Arellano et al., 2018), es un dato importante que se debe de considerar como una amenaza para la conservación de la flora nativa de la región. Y esto es relevante tomando en cuenta que la dinámica de las especies responde a la presencia antrópica como lo han demostrado otros estudios similares (Arechiga et al., 2022).

La densidad total en el área (355 N ha^{-1}) fue similar a lo registrado por Canizales-Velázquez et al. (2021) quienes estimaron 464 N ha^{-1} para un bosque de galería en Linares, Nuevo León. Estas dos áreas tienen en común que se encuentran muy cercanas a las zonas urbanas, posiblemente esto influya en la baja densidad de las especies. Otros autores han reportado mayores valores de densidad en bosques de galería alejados de núcleos urbanos, desde 820 N ha^{-1} en un bosque de galería del río Xaltatempa, Puebla (Aguilar-Luna et al., 2018) hasta 2187 N ha^{-1} en un bosque de galería en Allende, Nuevo León (Alanís-Rodríguez et al., 2020b).

Algunos bosques de galería en Nuevo León se caracterizan por tener como la especie más abundante a *Taxodium mucronatum* Ten. (Canizales Velázquez et al., 2010; Alanís-Rodríguez et al., 2020b; Canizales-Velázquez et al., 2021), en el presente estudio fue *Quercus polymorpha* seguido de *Populus alba*; en otros bosques de galería en México abundan especies como *Salix nigra* Marshall (Mata-Balderas et al., 2020), *Platanus mexicana* Moric. (Aguilar-Luna et al., 2018) o *Alnus acuminata* Kunth (Santiago-Pérez et al., 2014) como las más abundantes. Una posible explicación de por qué *T. mucronatum* no se distribuyó en el área evaluada es la altitud, ya que en el estado de Nuevo León esta especie se distribuye en un rango altitudinal menor a los 700 msnm; sin embargo, en otras investigaciones en el centro de México la han reportado en altitudes mayores, desde los 1020 hasta los 2060 msnm (Enríquez-Peña & Suzán-Azpiri, 2011; Correa-Díaz et al., 2018; Rivera-Hernández et al., 2019; Villanueva-Díaz et al., 2020).

El área basal ($27.99 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), fue menor a la documentada en diversos bosques de galería. Por ejemplo, Holguín-Estrada et al. (2021) estimaron un área basal de 29.4 y $38.3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ para dos de tres intervalos altitudinales evaluados; mientras que Canizales Velázquez et

al. (2010) expusieron un total de 109.76, 146.12 y 104.74 m² ha⁻¹ para tres áreas con diferentes grados de perturbación; Aguilar-Luna *et al.* (2018) señalaron 235.72 m² ha⁻¹ en un bosque de galería del río Xaltatempa en el estado de Puebla. El área basal registrada se asemeja más a la de un bosque templado de Nuevo León, como lo estimado por González Cubas *et al.*, (2018) en tres de cuatro sitios evaluados de bosque con predominancia de *Abies vejarii* Martínez, o lo estimado por Buendía-Rodríguez *et al.* (2019) en un bosque templado de *Pinus - Quercus*.

La cobertura de copa (14,980.4 m² ha⁻¹) fue mayor a lo expuesto en otros bosques de galería. Sampayo-Maldonado *et al.* (2021) reportan 6,184.44 m² ha⁻¹ para un bosque de galería del río Fuerte, en Sinaloa. Existen escasos estudios de estructura de bosques de galería donde se determine la cobertura de copa. López-Hernández *et al.* (2017) determinaron una cobertura de copa de 8,463 m² ha⁻¹ en un bosque templado de Puebla. La cobertura de copa de este estudio indicó que existe una cobertura vegetal de 100 % y sobreposición de copas, lo cual indica un buen estado de conservación de la comunidad vegetal.

Es preocupante que el mayor valor de volumen de madera haya sido de una especie introducida (*P. alba*), la cual se ha escapado de las zonas cultivadas invadiendo principalmente los cursos de los ríos tanto en México como en otras regiones del mundo (Pasiiecznik, 2008). El hecho de que el segundo lugar respecto al volumen fue ocupado por una planta nativa (*Q. polymorpha*) hace notar que la perturbación del área no ha alcanzado niveles más altos de alteración.

De acuerdo con el índice de valor de importancia *Q. polymorpha* fue la especie con mayor peso ecológico, obtuvo 23.74 % y *P. alba* 18.65 %. Otros bosques de galería de Nuevo León reportan a *T. mucronatum* como la especie de mayor importancia para tres condiciones disturbio en Allende, Nuevo León (Canizales Velázquez *et al.*, 2010); mientras tanto Treviño-Garza *et al.* (2001) mencionan a *Platanus occidentalis* L. y *T. mucronatum* como las especies más relevantes en dos ríos en el municipio de Linares y la zona metropolitana de Monterrey, Nuevo León. Otros bosques de galería en México mencionan a *A. acuminata* como la especie de mayor importancia en Quila, Jalisco (Santiago-Pérez *et al.*, 2014); por otro lado, en Sinaloa se documentó a *Populus mexicana* Wesm. ex DC. como la especie más significativa para un bosque de este tipo (Sampayo-Maldonado *et al.*, 2021). Una explicación del alto valor de importancia de *Q. polymorpha* en este estudio es su alta presencia en bosques templados de Nuevo León (Valencia-A., 2004). Alanís-Rodríguez *et al.* (2011) registraron a *Q. polymorpha* como la especie con mayor valor de IVI (23.7 %) en un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, en una localidad cercana a este estudio.

La riqueza en el área de estudio ($D_{Mg} = 2.82$) conforme al índice de Margalef (D_{Mg}) puede definirse como intermedia, ya que el índice considera una riqueza alta cuando se obtienen valores superiores a cinco y cuando son menores a dos se determina como baja riqueza (Margalef, 1972). Sampayo-Maldonado *et al.* (2021) reportan una menor riqueza ($D_{Mg} = 1.61$) en un bosque de galería del río Fuerte en Sinaloa; Holguín-Estrada *et al.*, (2021) alcanzaron una riqueza mayor para dos intervalos altitudinales ($D_{Mg} = 3.10$ y $D_{Mg} = 3.30$) y el tercero fue menor ($D_{Mg} = 1.52$) al aquí determinado. Bosques de galería evaluados en Nuevo León como el de Canizales-Velázquez *et al.*, (2021) mencionan una riqueza mayor ($D_{Mg} = 3.87$) y Canizales Velázquez *et al.* (2010),

mencionan valores menores ($D_{Mg} = 0.44, 0.76$ y 0.50) para tres áreas en Nuevo León; Alanís-Rodríguez *et al.* (2020b) por su parte obtuvieron un índice menor ($D_{Mg} = 1.52$) en un bosque de Allende, Nuevo León. Estos valores indican que los bosques de galería en México registran valores bajos a intermedios del índice de Margalef, particularmente este estudio muestra un valor intermedio, posiblemente por la presencia de especies propias de bosque de galería y otras del bosque de encino (*Quercus*).

La diversidad en el área de estudio ($H' = 2.18$ y ${}^1D = 8.84$) conforme al índice de entropía de Shannon (H') y el índice de diversidad verdadera de Shannon (1D) se considera de un nivel medio – bajo ya que valores del índice de Shannon menores a dos se toman como bajos y superiores a tres son considerados altos (Shannon, 1948). Estos resultados fueron contrastados con otras investigaciones que utilizaron el índice de diversidad de Shannon con logaritmo natural y se estimó el índice de diversidad verdadera de Shannon (D), como el de Santiago-Pérez *et al.* (2014), quienes reportan una diversidad menor ($H' = 2.06$ y ${}^1D = 7.84$) en un bosque de galería en Quila, Jalisco; Holguín-Estrada *et al.* (2021) que reportan una riqueza menor para tres intervalos altitudinales en un bosque de galería en Guachochi, Chihuahua (Intervalo 1 $H' = 1.56$ y ${}^1D = 4.75$; Intervalo 2 $H' = 1.75$ y ${}^1D = 5.75$ e Intervalo 3 $H' = 1.19$ y ${}^1D = 3.28$). También se compararon con bosques de galería cercanos al de este estudio como el valorado por Canizales-Velázquez *et al.* (2021), quienes señalan una diversidad mayor ($H' = 2.35$ y ${}^1D = 10.48$) a la aquí obtenida para un bosque de Linares, Nuevo León. Por su parte por Canizales Velázquez *et al.* (2010) mencionan valores menores ($H' = 0.74$ y ${}^1D = 2.09$; $H' = 0.47$ y ${}^1D = 1.59$ y $H' = 0.18$ y ${}^1D = 1.19$) en tres áreas con diferente grado de perturbación en Montemorelos, Nuevo León y Alanís-Rodríguez *et al.* (2020b) obtuvieron un valor menor ($H' = 0.58$ y ${}^1D = 1.78$) en un bosque de Allende, Nuevo León. Al igual que el índice de Margalef, los valores del índice de Shannon indican que los bosques de galería en México registran valores bajos a intermedios y que este estudio muestra un valor intermedio, por la presencia de especies propias de bosque de galería y otras del bosque de encino (*Quercus*).

La distribución diamétrica presentó una tendencia negativa en forma de “J” invertida, lo cual indica que existe un mayor número de árboles jóvenes y en menor medida la presencia de individuos en categorías diamétricas mayores, lo cual sugiere una regeneración favorable y un sistema maduro en crecimiento (Lähde *et al.*, 2022). Este comportamiento se ha identificado en diferentes tipos de bosques maduros; Canizales-Velázquez *et al.* (2021) y Sampayo-Maldonado *et al.*, (2021) han descrito este tipo de distribución para bosques de galería en los estados de Nuevo León y Sinaloa. Por otra parte, Ramírez Santiago *et al.* (2019) lo mencionan para bosques mixtos en la Sierra Juárez de Oaxaca, Martínez-Calderón *et al.* (2021) reportan esta misma distribución en bosques templados de Aguascalientes, mientras que Rendón-Pérez *et al.* (2021) indican mayor abundancia en las categorías diamétricas menores en áreas con predominancia de *Pinus* en el estado de Hidalgo. Manzanilla Quijada *et al.* (2020) determinaron un decremento de individuos conforme las clases diamétricas aumentan su dimensión para dos de sus cuatro sitios evaluados en bosques templados de Nuevo León. Algunos autores atribuyen esta particularidad a la dominancia de especies umbrófilas (Encina-Domínguez *et al.*, 2008) o se catalogan como bosques en regeneración y crecimiento con árboles suficientes en las categorías diamétricas menores para sustituir a los árboles maduros que mueran (Méndez Osorio *et al.*, 2018).

Las clases de altura de las especies presentaron la misma tendencia que las de diámetro, conforme la altura es mayor se encontró menor cantidad de individuos. Lo anterior coincide con diversos trabajos correspondientes en diferentes tipos de bosques maduros. Sampayo-Maldonado *et al.* (2021) lo documentaron para un bosque de galería del río Fuerte en Sinaloa, Canizales-Velázquez *et al.* (2021) reportan también que conforme los árboles poseen mayor altura su abundancia es menor en un bosque de Linares, Nuevo León; Quintero-Gradilla *et al.* (2019) reportan la mayoría de individuos en sus primeras dos clases de altura en un bosque de *Pinus douglasiana* Martínez en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán del estado de Jalisco. Por su parte, Rendón-Pérez *et al.* (2021) evidenciaron esta tendencia para un bosque de *Pinus* en el estado de Hidalgo donde las dos primeras clases, de 5 y 10 cm obtuvieron la mayor abundancia. Finalmente, Hernández-Álvarez *et al.* (2021) identificaron también una mayor abundancia en clases de altura menores para cuatro de cinco localidades de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en el Estado de Hidalgo.

Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos se destacan las siguientes conclusiones: (1) la comunidad vegetal evaluada presenta una riqueza y diversidad de un bosque de galería maduro, (2) los gráficos de clases de diamétricas y de altura indican una comunidad madura en estado activo de regeneración, (3) las especies con mayor valor del índice de valor de importancia fueron *Quercus polymorpha*, *Populus alba* y *Croton fruticosus*. La investigación generó información cuantitativa de un bosque de galería contiguo al área metropolitana de Monterrey, México el cual se encuentra amenazado por la presencia naturalizada de especies exóticas que pueden desplazar a la flora nativa de un humedal en un área natural protegida. Futuros trabajos sobre la interacción de especies nativas e introducidas aportarían datos relevantes para la conservación de los bosques de galería en el noreste de México.

Contribución de los autores

Conceptualización del trabajo, EAR; desarrollo de la metodología, APMR, VMMG; validación experimental, SAGG, QS; análisis de resultados, EAR, VMMG; manejo de datos, EAR, AMO; escritura y preparación del manuscrito, VMMG, SAGG; redacción, revisión y edición, VMMG, AMO, APMR; administrador de proyectos, VMMG.

Todos los autores de este manuscrito leyeron y aceptaron la versión publicada del mismo.

Financiamiento

Esta investigación fue financiada con fondos propios.

Agradecimientos

Se agradece a Parques y Vida Silvestre de Nuevo León por las facilidades otorgadas para realizar la investigación. Agradecemos también al personal involucrado en las actividades de campo, especialmente al Sr. Guadalupe Pérez Malacara y al personal de RENAC, S.A. de C.V. y de la Red de Investigación en Ecología y Restauración de Ecosistemas Forestales (RIREF).

Conflictos de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de interés.

Referencias

- Aguilar-Luna, J., Loeza-Corte, J. M., García-Villanueva, E., & Hernández-Fernández, L. A. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del bosque de galería del río Xaltatempa, Puebla, México. *Madera y Bosques*, 24 (3). <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431616>
- Ajonina, G. N., Temgoua, L. F., Itagah, M. C., Lyonga, N. M., Etame, P., & Forkam, D. C. (2020). Floristic diversity and stand structural analysis of gallery forests in Ajei highland watershed community forest, North West Cameroon: Implications for forest conservation and management. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 12(3), 185-201. <https://doi.org/10.5897/IJBC2020.1411>
- Alanís, G. J. (2005). El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencia UANL*, 8(1), 20-32. <https://www.redalyc.org/pdf/402/40280104.pdf>
- Alanís, E., Jiménez J., Mora-Olivo, A., Canizalez, P. A., & Rocha, L. (2014). Estructura y composición del arbolado urbano de un campus universitario del noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(7), 93–101. <http://www.reibci.org/publicados/2014/diciembre/0700111.pdf>
- Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., & Marroquín-de la Fuente, J. S. (2020a). Muestreo ecológico de la vegetación. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. https://www.researchgate.net/publication/343137042_Muestreo_Ecologico_de_la_vegetacion
- Alanís-Rodríguez, E., Rubio-Camacho, E. A., Canizales-Velázquez, P. A., Mora-Olivo, A., Pequeño-Ledezma, M. Á., & Buendía-Rodríguez, E. (2020b). Estructura y diversidad de un bosque de galería en el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(58), 134–153. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i58.591>
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O. A., & Treviño-Garza, E. J. (2011). Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1), 31–39. <http://dx.doi.org/10.5154/rchscfa.2010.05.032>
- Arechiga, J., Esquivel, T., Camacho, A., Delgado-Rodríguez, M. R., Vargas-González, P., & Quijas, S. (2022). Diversidad florística y estructural de la vegetación riparia a lo largo de

- un gradiente urbano-natural del río Pitillal, Jalisco, México. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 25, 1-14. <http://doi.org/10.31910/rudca.v25.nSupl.1.2022.2196>
- Brixner Dreyer, J. B., Higuchi, P. & Silva, A. C. (2019). *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (broad-leaf privet) demonstrates climatic niche shifts during global-scale invasion. *Scientific Reports*, 9, 30813. <https://www.nature.com/articles/s41598-019-40531-8>
- Buendía-Rodríguez, E., Treviño-Garza, E. J., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A., & González-Tagle, M. A. (2019). Estructura de un ecosistema forestal y su relación con el contenido de carbono en el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(54), 3–25. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i54.149>
- Canizales-Velázquez, P. A., Alanís-Rodríguez, E., García-García, S. A., Holguín-Estrada, V. A., & Chávez-Costa, A. C. (2021). Estructura y diversidad arbórea de un bosque de galería urbano en el río Camachito, noreste de México. *Polibotánica*, 51, 91–105. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.51.6>
- Canizales Velázquez, P. A., Alanís Flores, G. J., Favela Lara, S., Torres Morales, M., Alanís Rodríguez, E., Jiménez Pérez, J., & Padilla Rangel, H. (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://www.redalyc.org/pdf/402/40211897009.pdf>
- Cantú, C., Rovalo, M., Marmolejo, J., Ortiz, S., & Serriñá, F. (2013). Historia Natural del Parque Natural Cumbres de Monterrey. Universidad Autónoma de Nuevo León. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Pronatura Noreste A.C. Consejo de Flora y Fauna Silvestre de Nuevo León.
- CONABIO [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad]. (2024, septiembre, 20). Enciclovida. <https://enciclovida.mx/>
- CONAGUA [Comisión Nacional del Agua]. (2016). Registro Mensual de Precipitación Pluvial en mm de Nuevo León. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/pronostico-climatico/precipitacion-form>
- CONANP [Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas]. (2006). Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Cumbres de Monterrey. México, D.F. 179. <https://www.conanp.gob.mx/anp/consulta/PCM-20DIC06.pdf>
- Correa-Díaz, A., Gómez-Guerrero, A., Villanueva-Díaz, J., Silva, L. C., Horwath, W. R., Castruita-Esparza, L. U., Martínez-Trinidad, T., & Suárez-Espinosa, J. (2018). Respuesta fisiológica de *Taxodium mucronatum* Ten. a los incrementos atmosféricos de CO₂ y temperatura del último siglo. *Agrociencia*, 52(1), 129–149. <https://agrociencia-colpos.org/>
- Encina-Domínguez, J. A., Encina-Domínguez, F. J., Mata-Rocha, E., & Valdes-Reyna, J. (2008). Aspectos estructurales, composición florística y caracterización ecológica del bosque de oyamel de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 83, 13–24. <https://doi.org/https://doi.org/10.17129/botsci.1785>
- Enríquez-Peña, E. G., & Suzán-Azpiri, H. (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. <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.1.380>
- Estrada Arellano, J. R., Cardoza Martínez, G. F., Sánchez Salas, J. (2018). Plantas exóticas invasoras presentes en las áreas naturales protegidas (ANP) de México y su impacto en la biodiversidad. *Ciencia UANL*, 21(89), 49-57. <https://cienciauanl.uanl.mx/ojs/index.php/>

- [revista/article/view/42](#)
- Fernandez, R. D., Ceballos, S. J., Aragón, R. Malizia, A., Montti, L., Whitworth-Hulse, J. I., Castro-Díez, P. & Grau, H. R. (2020). A Global review of *Ligustrum lucidum* (OLEACEAE) invasion. *The Botanical Review*, 86, 93–118. <https://doi.org/10.1007/s12229-020-09228-w>
- Galicia, N. F. (2011). Estructura arbórea y composición de la vegetación del río Magdalena, en la delegación Coyoacán, México, D.F. [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México]. <https://repositorio.unam.mx/contenidos/133985>
- González Cubas, R., Treviño Garza, E. J., González Tagle, M. A., Duque Montoya, Á., & Gómez Cárdenas, M. (2018). Diversidad y estructura arbórea en un bosque de *Abies vejarii* Martínez en el sur del estado de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(45), 36–65. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i45.142>
- Henderson, L. (2007). Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA) *Bothalia* 37(2), 215-248 <https://doi.org/10.4102/abc.v37i2.322>
- Hernández-Álvarez, A. G., Reyes-Ortiz, J. L., Villanueva-Díaz, J., & Sánchez-González, A. (2021). Variación en la estructura del bosque de *Abies religiosa* (Pinaceae), en diferentes condiciones de manejo y disturbio. *Acta Botanica Mexicana*, (128). <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1752>
- Holguín-Estrada, V. A., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O.A., Yerena-Yamallel, J. I., & Pequeño-Ledezma, M. Á. (2021). Estructura y composición florística de un bosque de galería en un gradiente altitudinal en el noroeste de México. *Madera y Bosques*, 27(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2722123>
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI]. (1986). Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Secretaría de Programación y Presupuesto, México, D.F. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/702825220747/702825220747_1.pdf
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI]. (2017). Anuario estadístico y geográfico de Nuevo León 2017. México. https://www.datatur.sectur.gob.mx/ITxEF_Docs/NL_ANUARIO_PDF.pdf
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Lähde, T. E., Eskelinen, T., & Väänänen, A. (2022). Growth and diversity effects of silvicultural alternatives on an old-growth forest in Finland. *Forestry*, 75(4), 395–400. <https://doi.org/doi:10.1093/forestry/75.4.395>
- López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Monarrez-Gonzalez, J. C., González-Tagle, M. A., & Jiménez-Pérez, J. (2016). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23(1), 39–51, 201. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311518>
- Lot, A., Zepeda, C., & Mora, A. (2015). Vegetación acuática y subacuática de México. In: Lot, A. (Coord.). Catálogo de la flora y vegetación de los humedales mexicanos. (pp. 27-104). Universidad Nacional Autónoma de México. https://www.researchgate.net/publication/328729465_Catalogo_de_la_flora_y_vegetacion_de_los_humedales_mexicanos

- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity blackwell science. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment. Oxford, 105. <https://www.wiley.com/en-us/Measuring+Biological+Diversity-p-9781118687925>
- Manzanilla Quijada, G. E., Mata Balderas, J. M., Treviño Garza, E. J., Aguirre Calderón, Ó. A., Alanís Rodríguez, E., & Yerena Yamallel, J. I. (2020). Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(61), 94–123. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.703>
- Margalef, R. (1972). Homage to Evelyn Hutchinson, or why there is an upper limit to diversity. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*, 44, 211–235. https://books.google.com.mx/books/about/Homage_to_Evelyn_Hutchinson_Or_why_There.html?id=rI4BogEACAAJ&redir_esc=y
- Martínez-Calderón, V. M., Sosa-Ramírez, J., Siqueiros-Delgado, M. E., & Díaz-Núñez, V. (2021). Composición, diversidad y estructura de especies leñosas en los bosques templados de Monte Grande, Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Acta Botanica Mexicana*, (128). <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1829>
- Mata-Balderas, J. M., Hernández-Cárdenas, S. E., Alanís-Rodríguez, E., & Mora-Olivo, A. (2020). Riqueza, composición y abundancia de especies en una comunidad vegetal ribereña en el río Santa Catarina, Monterrey, Nuevo León. *CienciaUAT*, 14(2), 6–20. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v14i2.1248>
- Mata-Balderas, J. M., Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., Collantes-Chávez-Costa, A. (2022). Woody plant community structure and composition of an urban riparian forest in Monterrey metropolitan area, Northeast Mexico. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 149(3), 210-218. <https://doi.org/10.3159/TORREY-D-21-00030.1>
- Méndez Osorio, C., Mora Donjuan, C. A., Alanís Rodríguez, E., Jiménez Pérez, J., Aguirre Calderón, O. A., Treviño Garza, E. J., & Pequeño Ledezma, M. A. (2018). Fitodiversidad y estructura de un bosque de pino-encino en la Sierra Madre del Sur, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(50), 35–53. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.236>
- Nixon, K. & Poole, J. M. (2003). Revision of the Mexican and Guatemalan Species of *Platanus* (Platanaceae). *Lundellia*, 6, 103-137. <https://doi.org/10.25224/1097-993X-6.1.4>
- Pasiecznik, N. (2008). *Populus alba* (silver-leaf poplar). *CABI Compendium*, 43426. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.43>
- Pérez-Calix, E. (2001). Juglandaceae. *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes*, 96: 1-15. <http://inecolbajio.inecol.mx/floradelbajio/documentos/fasciculos/ordinarios/Juglandaceae%2096.pdf>
- Plants of the Worl Online [POWO]. (2024, septiembre, 20). Plants of the Worl Online. Board of Trustees of the Royal Botanic Gardens, Kew. <https://powo.science.kew.org/>
- Parques y Vida Silvestre [PVS]. (2022). Parque Natural “La Estanzuela”. Gobierno de Nuevo León. Monterrey, N.L. <https://nl.gob.mx/campanas/parque-natural-la-estanzuela>
- Quintero-Gradilla, S. D., Jardel-Peláez, E. J., Cuevas-Guzmán, R., García-Oliva, F., & Martínez-Yrizar, A. (2019). Cambio postincendio en la estructura y composición del estrato arbóreo y carga de combustibles en un bosque de *Pinus douglasiana* de México. *Madera y Bosques*, 25(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531888>
- Rajbongshi, P., Das, T. (2024). High-value plant resources in riparian areas. In Thangjam Anand Singh, T. A., Sarangi, P. K., & Singh, C. B. High-value plants. (pp. 1-24). Apple Academic

- Press. <https://doi.org/10.1201/9781003457572>
- Ramírez Santiago, R., Ángeles Pérez, G., Hernández de la Rosa, P., Cetina Alcalá, V. M., Plascencia Escalante, O., & Clark-Tapia, R. (2019). Efectos del aprovechamiento forestal en la estructura, diversidad y dinámica de rodales mixtos en la Sierra Juárez de Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 25(3), 1-12. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531818>
- Rendón-Pérez, M. A., Hernández-de la Ros, P., Velázquez-Martínez, A., Alcántara-Carbajal, J. L., & Reyes-Hernández V. J. (2021). Composición, diversidad y estructura de un bosque manejado del centro de México. *Madera y Bosques*, 27(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2712127>
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., Clerici, N., Fernandes, M. R., Franco, J. C., Pettit, N., Portela, A. P., Tammeorg, O., Tammeorg, P., Rodríguez-González, P. M., & Dufour S. (2020). Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, 70(6), 501–514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Rivera-Hernández, J., Muñoz-Márquez, R. A., Vargas-Rueda, A., Alcántara-Salinas, G., Real-Luna, N., & Sánchez-Páez, R. (2019). Flora, vegetación y paisaje de la región de las altas montañas de Veracruz, México, elementos importantes para el turismo de naturaleza. *Agroproductividad*, 12(12), 1,180-1,375. <https://doi.org/10.32854/agrop.vi0.1460>
- Rosete-Vergés, F. A., Pérez-Damián, J. L., Villalobos-Delgado, M., Navarro-Salas, E. N., Salinas-Chávez, E., & Remond-Noa, R. (2014). El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques*, 20(1), 21-35. <https://doi.org/10.21829/myb.2014.201173>
- Rubio, R. (2019). Impactan Parque La Estanzuela y su agua. Periodismo News. <http://periodismonewsmtty.com/index.php/2019/05/09/impactan-parque-la-estanzuela-y-su-agua/>
- Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México. 1ra. Edición digital. https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf
- Sampayo-Maldonado, S., Moreno-Aldaco, J. D., Lara-Ponce, E., & Piña-Ruiz, H. H. (2021). Diversidad y estructura del bosque de galería del río Fuerte, Sinaloa, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 8(2). <https://doi.org/10.19136/era.a8n2.3046>
- Sánchez-Castillo, L., Kubota, T., & Cantu-Silva, I. (2017). Influence of root reinforcement of forest species on the slope stability of Sierra Madre Oriental, Mexico. *Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu Uni*, 177–181. <https://doi.org/10.5109/1801779>
- Santiago-Pérez, A. L., Ayón Escobedo, A., Rosas-Espinoza, V. C., Rodríguez Zaragoza, F. A., & Toledo González, S. L. (2014). Estructura del bosque templado de galería en la sierra de Quila, Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(24), 144-159. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v5i24.326>
- Seaman, B.S., & Schulze, C. (2010). The importance of gallery forests in the tropical lowlands of Costa Rica for understorey forest birds. *Biological Conservation*, 143(2), 391–398. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.002>
- Shannon, C. (1948). The mathematical theory of communication. En C. E. Shannon; W. Weaver (Ed). University of Illinois Press, 134–154. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Treviño-Garza, E. J., Cavazos Camacho, C., & Aguirre Calderón, O. A. (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. <https://doi.org/10.21829/myb.2001.711315>

- Tropicos. (2024). Tropicos, org. Missouri Botanical Garden. Missouri Botanical Garden. <https://www.tropicos.org/home>
- Valencia-A., S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Botanical Sciences*, 75, 33–53. <https://doi.org/10.17129/botsci.1692>
- Van der Werff, H. (1997). Lauraceae. *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes*, 56: 1-58. <http://inecolbajio.inecol.mx/floradelbajio/documentos/fasciculos/ordinarios/Lauraceae%2056.pdf>
- Vega-Mares, J. H., Rivero-Hernández, O., Martínez-Salvador, M., & Melgoza-Castillo, A. (2020). Análisis de la flora vascular de la Sierra Azul, Chihuahua, México. *Botanical Sciences*, 98(3), 618-652. <https://doi.org/https://doi.org/10.17129/botsci.2565>
- Villanueva-Díaz, J., Stahle, D. W., Therrell, M. D., Beramendi-Orosco, L., Estrada-Ávalos, J., Martínez-Sifuentes, A. R., & Cerano-Paredes, J. (2020). The climatic response of baldcypress (*Taxodium mucronatum* Ten.) in San Luis Potosi, Mexico. *Trees*, 34, 623-635. <https://doi.org/10.1007/s00468-019-01944-0>
- Villaseñor, J. L. (2016). Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 559–902. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.017>
- Villaseñor, J. L., & Espinosa-García, F. J. (2004). The alien flowering plants of Mexico. *Diversity and Distributions*, 10, 113–123. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00059.x>
- Weber, E. (2003). Invasive plant species of the world. A reference guide to environmental weeds. CABI publishing, Wallingford, UK.