



DOI: 10.29298/rmcf.v13i71.1253

Artículo de investigación

**Análisis de la estructura y diversidad arbórea de bosques templados en la ladera oriental del volcán Iztaccíhuatl, México**  
**Analysis of the structure and tree diversity of temperate forests of the eastern side of the Iztaccihuatl volcano, Mexico**

Prudencia Caballero Cruz<sup>1</sup>, Eduardo Javier Treviño Garza<sup>1\*</sup>, José Manuel Mata Balderas<sup>1</sup>, Eduardo Alanís Rodríguez<sup>1</sup>, José Israel Yerena Yamalle<sup>1</sup>, Luis Gerardo Cuéllar Rodríguez<sup>1</sup>

**Resumen:**

Se analizó la diversidad y la estructura arbórea de bosques templados del centro de México que han estado bajo presión antropogénica. Se realizó un inventario forestal en tres comunidades arbóreas: bosque de pino (BP), bosque de aile-pino (BHP) y bosque de pino-encino (BPQ); en cada una se establecieron, de manera aleatoria, 50 sitios de 500 m<sup>2</sup>. Las variables dasométricas obtenidas fueron altura total y diámetro normal. Los parámetros analizados fueron los siguientes: distribución diamétrica, Índice de Valor de Importancia, Índice de Pretzsch e índices de diversidad. En total se registraron 11 especies arbóreas; de ellas, *Pinus hartwegii* dominó en BP, *Alnus jorullensis* en BHP y *Pinus ayacahuite* en BPQ. El BPQ presentó la mayor densidad (272 N ha<sup>-1</sup>) y área basal (32.28 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>). El Índice de Pretzsch indicó que los bosques de BHP y BPQ tienen una uniformidad media alta, y el BP una uniformidad media baja en diversidad de alturas. Las tres comunidades arbóreas mostraron una distribución diamétrica asimétrica positiva, con mayor número de árboles en las primeras clases diamétricas. Los resultados evidencian las intervenciones antrópicas en las tres comunidades arbóreas forestales; y ante esto, el área debe gestionarse de manera adecuada para conservar los atributos estructurales de esa importante reserva hidrológica y forestal. La información generada puede utilizarse de referencia para desarrollar planes de conservación o manejo de las especies.

**Palabras clave:** Comunidad arbórea, composición de especies, densidad, índices de diversidad, Índice de Pretzsch, *IVI*.

**Abstract:**

The diversity and tree structure of temperate forests in central Mexico that have been under anthropogenic pressures were analyzed. A forest inventory was carried out in three tree communities: pine forest (BP), alder-pine forest (BHP) and pine-oak forest (BPQ), and 50 sites of 500 m<sup>2</sup> were randomly established in each one. The mensuration variables obtained were total height and normal diameter  $\geq 7.5$  cm. The diameter distribution was analyzed for each community, and the Importance Value Index, the Pretzsch Index, and the diversity indexes were estimated. A total of eleven tree species were recorded, with *Pinus hartwegii* dominating in BP, *Alnus jorullensis* in BHP and *Pinus ayacahuite* in BPQ. BPQ showed the highest density (272 N ha<sup>-1</sup>) and basal area (32.28 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>). The Pretzsch index indicated that BHP and BPQ have a high mean uniformity, and BP has a low mean uniformity in height diversity. The three tree communities showed a positive asymmetric diameter distribution, with more trees in the first diameter classes. The results indicate that anthropogenic interventions in the three tree communities of the forest are evident, and that the area should be properly managed to conserve the structural attributes of this important hydrological and forest reserve. The information generated could serve as a reference to develop conservation or management plans for the species.

**Key words:** Tree communities, species composition, density, diversity indices, Pretzsch index, *IVI*.

Fecha de recepción/Reception date: 8 de febrero de 2022

Fecha de aceptación/Acceptance date: 25 de abril de 2022.

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León, México.

\*Autor para correspondencia; correo-e: eduardo.trevinogr@uanl.edu.mx

## Introducción

Los bosques templados son importantes por las diversas funciones y servicios que ofrecen, así como por el papel que desempeñan en la mitigación del cambio climático (Kay *et al.*, 2021). En particular, los distribuidos en el centro de México son considerados como uno de los puntos críticos en la conservación de la biodiversidad global (Myers *et al.*, 2000). Sin embargo, los ecosistemas forestales de la región del Eje Volcánico Transversal, históricamente han estado sometidos a una gran presión por diferentes sucesos (González-Fernández *et al.*, 2022).

Los eventos naturales y antrópicos como incendios forestales, plagas y enfermedades forestales, tala, deforestación, entre otros, afectan a la estructura, composición y diversidad de los bosques (Mishra *et al.*, 2004; Gao *et al.*, 2020) al degradarlos y simplificarlos (Caviedes e Ibarra, 2017). La destrucción y la degradación de los ecosistemas forestales son los principales efectos de la presencia del ser humano en la región (Conanp, 2013), lo cual es especialmente evidente en los cambios de la estructura del dosel arbóreo.

Los esfuerzos de conservación han llevado a establecer áreas de reserva como el Parque Nacional Izta-Popo (Conanp, 2013). La conservación de esta importante reserva hidrológica y forestal debe de continuarse a través del manejo adecuado de las áreas boscosas vecinas.

Los bosques son sistemas complejos compuestos por múltiples atributos estructurales que interactúan entre sí en diferentes niveles (Messier y Puettmann, 2011). El conocimiento de su estructura es esencial para su manejo y conservación, en especial donde se observan procesos de sucesión natural y efectos

antropogénicos (Gadow *et al.*, 2012). Se ha documentado que la estructura del bosque se relaciona con la producción total de biomasa, la conservación de la biodiversidad y las funciones del hábitat (Cortés-Pérez *et al.*, 2021; Vargas-Larreta *et al.*, 2021), por lo que el estudio de sus atributos permite comprender la dinámica forestal, es decir, el estado actual y su desarrollo futuro (Hui *et al.*, 2019).

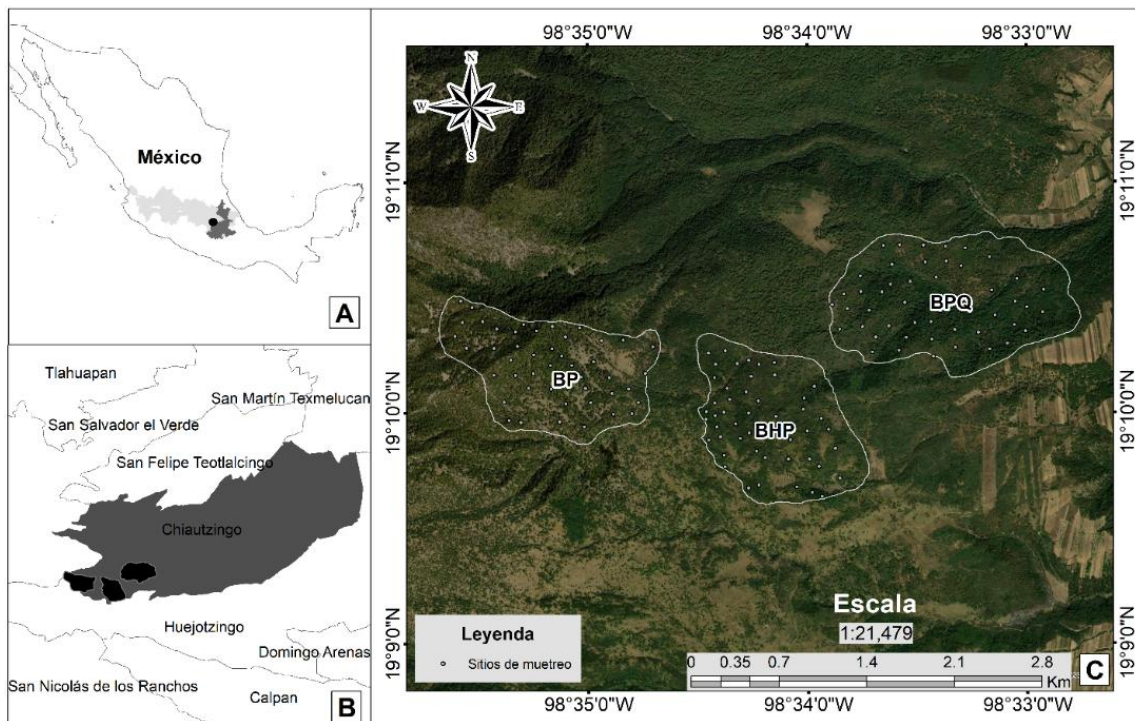
De manera particular, entre las variables que se estiman para estudiar la estructura de los bosques se pueden citar la densidad arbórea, el área basal y los Índices de Valor de Importancia (Xi *et al.*, 2021), de distribución vertical de especies y los de diversidad (Treviño *et al.*, 2001; González *et al.*, 2018), así como las funciones de densidad de probabilidades para el análisis de la distribución diamétrica de los árboles (Souza *et al.*, 2021). El análisis de estas variables muestra los cambios ocurridos en la estructura arbórea de las comunidades forestales como respuesta a las actividades humanas.

## **Materiales y Métodos**

### **Área de estudio**

El estudio se desarrolló en bosques templados del centro de México, en el municipio Chiautzingo del estado de Puebla (Figura 1). Se delimitaron tres comunidades arbóreas correspondientes a bosque de pino (BP), bosque de aile-pino (BHP) y bosque de pino-encino (BPQ). El área de trabajo se localizó entre las coordenadas 98°35'42.29" O, 19°10'19.17" N y 98°32'47.21" O, 19°10'36.40" N. El clima

corresponde a un templado semifrío subhúmedo [Cb'(w<sub>2</sub>)] (García, 2004); la temperatura media anual es de 5 a 12 °C, la del mes más cálido de 22 °C y la del mes más frío oscila entre 3 y 18 °C. La precipitación del mes más seco es <40 mm; con lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2 % del total anual. La cota altimétrica varió entre 2 900 y 3 600 m.



**Figura 1.** a) Ubicación del estado de Puebla, México. b) Municipio Chiautzingo. c) Comunidades forestales arbóreas estudiadas: bosque de pino (BP), bosque de aile-pino (BHP) y bosque de pino-encino (BPQ).

## Diseño de muestreo y toma de datos

Se establecieron por comunidad arbórea, de manera aleatoria, 50 sitios de muestreo circulares de 500 m<sup>2</sup> (Figura 1). En cada sitio se midieron todos los árboles con un diámetro normal  $\geq 7.5$  cm. Las variables dasométricas evaluadas fueron diámetro normal medido con una cinta diamétrica *Forestry Suppliers Inc.*<sup>®</sup> modelo 283d/5M y altura total con un hipsómetro *Haglöf*<sup>®</sup> modelo *Vertex III*<sup>®</sup>.

## Análisis de datos

La riqueza específica se cuantificó con el Índice de Riqueza de Especies ( $S$ ) y los índices de diversidad: *Margalef* ( $D_{mg}$ ), *Simpson* ( $\lambda$ ), *Shannon-Wiener* ( $H'$ ) y *Pielou* ( $J'$ ) (Cuadro 1) (Magurran, 2004; Moreno, 2001). Los cálculos se hicieron en R 4.0.3 (R Core Team, 2021) mediante el paquete *Biodiversity* (Kindt y Coe, 2005).

**Cuadro 1.** Ecuaciones para analizar la estructura y diversidad del bosque.

Índices	Descripción
	Índice de Riqueza de Especies:
	$(S) = \text{Número total de especies}$
<b>Diversidad</b>	Índice de <i>Margalef</i> :
	$(D_{mg}) = (S - 1) / \ln(N)$
	Donde:
	$N = \text{Número total de individuos}$

Índice de diversidad de *Simpson*:

$$(\lambda) = 1 - \sum p_i^2$$

Índice de *Shannon-Wiener*:

$$(H') = -\sum p_i * \ln p_i,$$

Donde:

$p_i$  = Abundancia relativa

$\ln$  = Logaritmo base 10

Índice de Equidad de *Pielou*:

$$(J') = H' / \ln (S)$$

---

Abundancia relativa:

$$(AR) = \frac{\text{Abundancia absoluta de una especie}}{\text{Abundancia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Abundancia absoluta} = \frac{\text{Densidad de una especie}}{\text{Área muestreada}}$$

Dominancia relativa:

$$(DR) = \frac{\text{Dominancia absoluta de una especie}}{\text{Dominancia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Dominancia absoluta} = \frac{\text{Área basal de una especie}}{\text{Área muestreada}}$$

**Índice de Valor de  
Importancia (IVI)**  
**IVI = (AR + DR + FR)**  
**/ 3**

Frecuencia relativa:

$$(FR) = \frac{\text{Frecuencia absoluta de una especie}}{\text{Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Frecuencia absoluta} = \frac{\text{Número de sitios en los que se presenta cada especie}}{\text{Número total de sitios muestreados}}$$

---

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} * \ln(p_{ij}), \quad A_{max} = \ln(S * Z), \quad A_{rel} = \frac{A}{\ln(S * Z)} * 100$$

Donde:

$S$  = Número de especies presentes

$Z$  = Número de estratos de altura

$p_{ij}$  = Porcentajes de especies en cada zona, y se estima mediante la siguiente expresión:

**Índice de Pretzsch o de distribución vertical de especies (A)**

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

Donde:

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

$N$  = Número total de individuos.

El valor de  $A$  se estandariza con la ecuación  $A_{rel}$ .

---

Para evaluar la estructura florística, se determinó por especie su abundancia con base en el número de árboles, su frecuencia de acuerdo con su presencia en los sitios de muestreo y su dominancia en función de su área basal. Los resultados relativos se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de especie denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual permite ordenar jerárquicamente la dominancia de cada taxón en bosques mixtos, y adquiere valores de 0 a 100 % (Cuadro 1).

La caracterización de la estructura vertical se hizo con el Índice de Pretzsch ( $A$ ), en el cual  $A$  tiene valores entre cero y un valor máximo ( $A_{max}$ ); un valor  $A=0$  significa que la comunidad forestal está constituida por una sola especie que ocurre en un solo estrato.  $A_{max}$  se alcanza cuando la totalidad de los taxones ocurren en la misma proporción, tanto en la comunidad como en los diferentes estratos (Corral *et al.*, 2005). Para la estimación de la distribución vertical de las especies, se definieron tres zonas de altura: zona I (80 a 100 % de la altura máxima); zona II (50 a 80 % de la altura máxima) y zona III (de cero a 50 % de la altura máxima).

El índice  $A$  se estimó con la ecuación  $A$  y  $A_{max}$  (Cuadro 1). El valor de  $A$  se estandarizó con la ecuación  $A_{rel}$ . Cuando los valores de  $A_{rel}$  son cercanos a 100 % implica que todas las especies se distribuyen de forma equitativa en los tres estratos de altura.

La estructura diamétrica de las comunidades arbóreas se analizó a partir de la agrupación de todos los individuos en clases de diámetros de 5 cm, y se elaboraron histogramas de clases de diámetro. La estimación de las distribuciones diamétricas se efectuó a través de funciones de densidad de probabilidades. Las más empleadas en las ciencias forestales para describir distribuciones diamétricas son las distribuciones *Weibull* (Gove *et al.*, 2008; Souza *et al.*, 2021), Normal, *Johnson SB*, Log-normal, *Beta* y *Gama* (Ferreira de Lima *et al.*, 2015; Hui *et al.*, 2019). En este estudio, para la tipificación de los patrones de distribución de las clases diamétricas, se emplearon las funciones antes citadas y se seleccionó la que mejor se ajustó a los histogramas, esto con el uso del *software* R 4.0.3 (R Core Team, 2021) y los paquetes *stats* (R Core Team, 2021), *univariateML* (Moss, 2019), *fitdistrplus* (Delignette-Muller y Dutang, 2015) y *ggplot2* (Wickham *et al.*, 2016).

Con la finalidad de comparar estadísticamente la riqueza de especies y las posibles diferencias en densidad y área basal entre las comunidades forestales arbóreas, se utilizó el programa R 4.0.3 (R Core Team, 2021) para probar los supuestos de normalidad de las variables; los datos se sometieron a pruebas estadísticas de *Kolmogorov-Smirnov*. Los resultados de la prueba mostraron que los datos de las variables no cumplieron con los supuestos de normalidad, condición que sustentó la realización de un análisis de varianza no paramétrico con la prueba de *Kruskal-Wallis*. Para ambas pruebas, se planteó un nivel de significancia de 95 %.

## Resultados



## Riqueza de especies

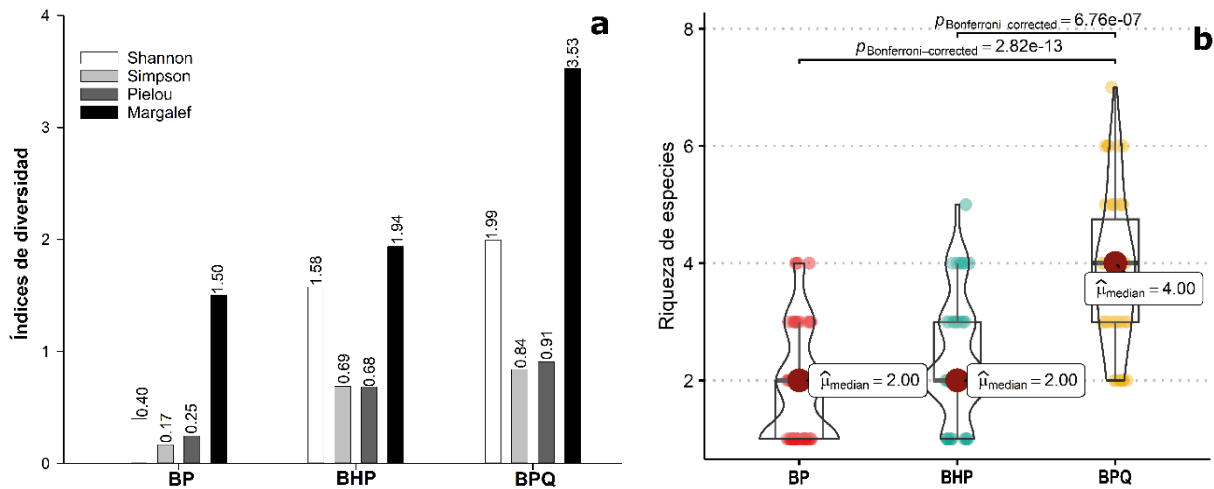
En general, se registraron 11 especies arbóreas, distribuidas en ocho géneros y siete familias, la más representativa fue Pinaceae con cinco taxones; el resto solo presentaron uno. Se documentaron cinco especies en la comunidad arbórea de BP, 10 en BHP y nueve en BPQ (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Especies arbóreas registradas en BP, BHP y BPQ.

Nombre científico	Familia	Nombre común	Registro
<b><i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltl. &amp; Cham.</b>	Pinaceae	Oyamel	BHP, BPQ, BP
<b><i>Alnus jorullensis</i> Kunth</b>	Betulaceae	Aile	BHP, BPQ, BP
<b><i>Arbutus xalapensis</i> Kunth</b>	Ericaceae	Madroño	BHP, BPQ.
<b><i>Buddleja cordata</i> Kunth</b>	Scrophulariaceae	Tepozán	BHP
<b><i>Cupressus lusitanica</i> Mill.</b>	Cupressaceae	Ciprés	BPQ
<b><i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltl.</b>	Pinaceae	Pino crucillo	BHP, BPQ, BP
<b><i>Pinus hartwegii</i> Lindl.</b>	Pinaceae	Pino de altura	BHP, BP
<b><i>Pinus montezumae</i> Lamb.</b>	Pinaceae	Ocote	BHP, BPQ
<b><i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltl. &amp; Cham.</b>	Pinaceae	Ocote	BHP, BPQ, BP
<b><i>Quercus laurina</i> Bonpl.</b>	Fagaceae	Encino blanco	BHP, BPQ
<b><i>Salix paradoxa</i> Kunth</b>	<b>Salicaceae</b>	<b>Borreguillo</b>	<b>BHP, BPQ</b>

El valor del índice de *Shannon-Wiener* mostró que las tres comunidades arbóreas presentaron una baja diversidad de especies ( $\leq 2$ ). El índice de *Simpson* y el índice de *Margalef* indicaron que el BQ y BHP tuvieron una diversidad baja, y el BPQ registró

una mayor diversidad. Los valores del índice de *Pielou* evidenció una uniformidad baja para BP, y una media alta en especies para BHP y BPQ (Figura 2a).



**Figura 2.** a) Índices de diversidad por comunidad forestal arbórea: BP (bosque de pino), BHP (bosque de aile-pino) y BPQ (bosque de pino-encino). b) Prueba de *Kruskal-Wallis* para riqueza de especies.

En BP hubo dominancia de un taxón, además de un reducido número de taxa; en tanto que BHP y BPQ registraron mayor número de taxones, con una distribución más equitativa de las especies en dominancia, principalmente en el BPQ. El número de especies por sitio en BP fue de uno a cuatro, en BHP de uno a cinco y en BPQ de dos a seis (Figura 2b). La prueba de *Kruskal-Wallis* mostró diferencias estadísticas significativas en riqueza de especies entre BP-BPQ y BHP-BPQ (Figura 2b).

## Estructura florística

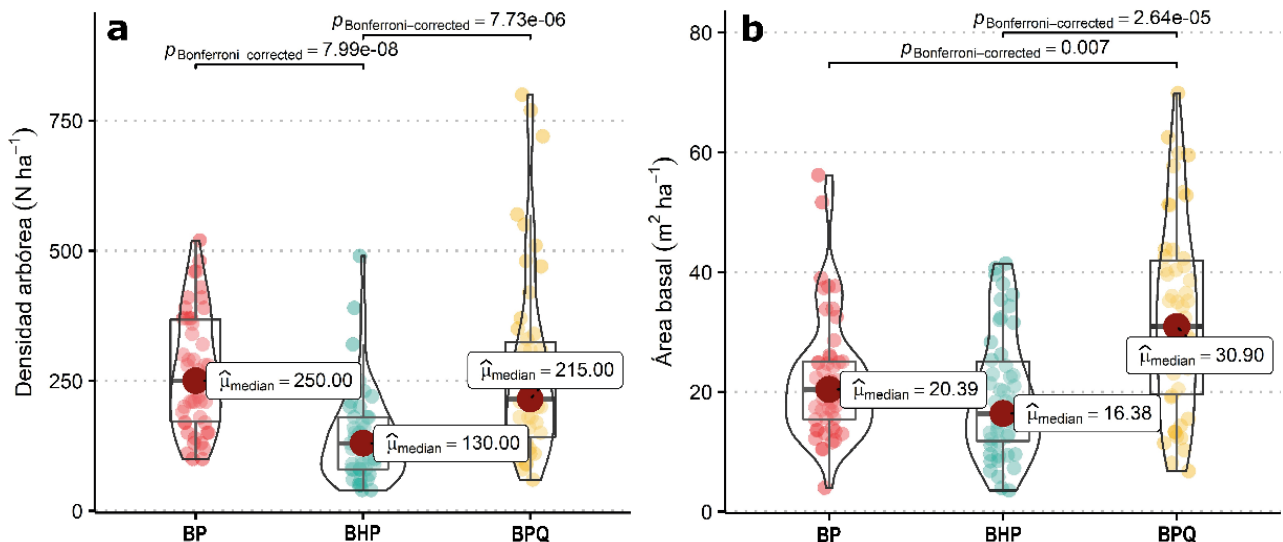
La densidad y el área basal promedio de las comunidades arbóreas fue de 227 árboles ha<sup>-1</sup> y 24.6 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. Pinaceae y Betulaceae resultaron las familias dominantes. Las especies más abundantes fueron *Pinus hartwegii* Lindl. y *Alnus jorullensis* Kunth; en el BP dominó la primera, y la segunda abundó en BHP y BPQ. Para BP, el género *Pinus* obtuvo 80.82 % del *IVI*, y a nivel taxón *P. hartwegii* con 73.50 %; en BHP, *Alnus* representado por *A. jorullensis* obtuvo 50.86 %; y en BPQ, *Pinus* alcanzó 39.43 % del *IVI* con *P. ayacahuite* Ehrenb. ex Schltld. como la especie más importante (Cuadro 3).

**Cuadro 3.** Índice de valor de importancia (*IVI*) por comunidad arbórea.

Comunidad	Especie	ABUNDANCIA		DOMINANCIA		FRECUENCIA		<i>IVI</i>
		Absoluta N ha <sup>-1</sup>	Relativa %	Absoluta m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	Relativa %	Absoluta Sitios	Relativa %	
<b>BP</b>	<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	242	90.85	16.80	75.60	49	53.85	73.44
	<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	12	4.57	4.13	18.59	15	16.48	13.22
	<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltld.	6	2.10	0.45	2.03	15	16.48	6.87
	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. & Cham.	6	2.10	0.81	3.66	11	12.09	5.95
	<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltld. & Cham.	1	0.37	0.02	0.11	1	1.10	0.53
	<b>Total</b>	267	100	22.22	100		100	100
<b>BHP</b>	<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	74	51.04	12.47	64.61	43	36.44	50.70
	<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	20	13.83	1.74	9.03	7	5.93	9.60
	<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	9	5.95	1.16	6.00	19	16.10	9.35
	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. & Cham.	11	7.33	1.89	9.79	12	10.17	9.10
	<i>Buddleja cordata</i> Kunth	15	10.51	0.83	4.32	14	11.86	8.90
	<i>Salix paradoxa</i> Kunth	8	5.26	0.32	1.65	9	7.63	4.84
	<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltld.	4	2.49	0.66	3.44	10	8.47	4.80
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	3	2.21	0.16	0.81	2	1.69	1.57
	<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltld. & Cham.	1	0.69	0.07	0.34	1	0.85	0.63
<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	1	0.69	0.002	0.01	1	0.85	0.52	

	Total	145	100	19.30	100	100	100
<b>BPQ</b>	<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltldl.	40	14.77	11.95	37.01	34	23.13
	<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	70	25.72	3.96	12.26	38	19.22
	<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	51	18.74	3.56	11.03	33	15.62
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	39	14.40	1.35	4.19	29	11.21
	<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltldl. & Cham.	16	6.02	3.78	11.72	14	8.33
	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltldl. & Cham.	19	6.98	3.15	9.76	14	8.00
	<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	10	3.53	3.07	9.50	21	7.97
	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	16	5.80	1.19	3.70	4	3.86
	<i>Salix paradoxa</i> Kunth	11	4.04	0.27	0.83	6	2.66
<b>Total</b>	272	100	32.28	100	100	100	

La prueba de *Kruskall-Wallis* evidenció diferencias significativas en densidad arbórea entre BP-BHP ( $p=7.99e-08$ ) y BHP-BPQ ( $p=7.73e-06$ ) (Figura 3a). En los sitios de BHP se registraron de 40 a 430 árboles  $ha^{-1}$ ; sin embargo, la densidad de la mayoría de los sitios fue menor a 250 árboles  $ha^{-1}$ , ocurrió algo similar con los sitios de BP. En BPQ, su densidad arbórea varió de 60 a 800 árboles  $ha^{-1}$ . En área basal, BP-BPQ ( $p=0.007$ ) y BHP-BPQ ( $p=2.64e-05$ ) fueron estadísticamente diferentes (Figura 3b).



**Figura 3.** a) Prueba de *Kruskal-Wallis* para la densidad arbórea. b) Prueba de *Kruskal-Wallis* para área basal por comunidad arbórea.

## Estructura vertical

La altura máxima para los árboles en el presente estudio fue de 28 m (BP), 33 m (BHP) y 36.5 m (BPQ). A partir de estos valores se realizó la estratificación para el cálculo del índice *A*, cuyos valores fueron: BP ( $A=1.13$ ,  $A_{max}=2.71$  y  $A_{rel}=41.55$ ), BHP ( $A=2.26$ ,  $A_{max}=3.40$  y  $A_{rel}=66.49$ ) y BPQ ( $A=2.41$ ,  $A_{max}=3.30$  y  $A_{rel}=73.13$ ); lo anterior indicó que en ninguna de las tres comunidades las especies se distribuyeron de forma equitativa en los estratos de altura; en todos los casos el mayor número de árboles se concentró en el estrato inferior (cuadros 3, 4 y 5).

**Cuadro 4.** Estratos de altura para la comunidad arbórea de BP.

ESPECIE	ABUNDANCIA			DOMINANCIA		
	N ha <sup>-1</sup>	% N ha <sup>-1</sup> del total	% N ha <sup>-1</sup> del estrato	m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	% m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> del total	% m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> del estrato
ESTRATO I (22.4–28 m)						
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. & Cham.	1	0.22	9.09	0.19	0.84	9.42
<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	3	0.97	39.39	1.28	5.75	64.55
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	3	1.27	51.52	0.52	2.32	26.04
Total	7	2.47	100	1.98	8.91	100
ESTRATO II (14-22.39 m)						
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. & Cham.	3	1.20	3.13	0.47	2.13	3.52
<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	8	3.15	8.22	2.76	12.41	20.54
<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltld.	1	0.45	1.17	0.22	1.00	1.65
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	88	33.13	86.50	9.95	44.79	74.11
<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltld. & Cham.	1	0.37	0.98	0.02	0.11	0.18

	Total	102	38.31	100	13.43	60.44	100
ESTRATO III (<13.99 m)							
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	2	0.67	1.14	0.16	0.70	2.28	
<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	1	0.45	0.76	0.10	0.43	1.39	
<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltdl.	4	1.65	2.78	0.23	1.03	3.38	
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	151	56.45	95.32	6.33	28.49	92.95	
Total	158	59.22	100	6.81	30.65	100	
Total general	267	100	300	22.22	100	300	

**Cuadro 5.** Estratos de altura para la comunidad arbórea de BHP.

ESPECIE	ABUNDANCIA			DOMINANCIA		
	N ha <sup>-1</sup>	% N ha <sup>-1</sup> del total	% N ha <sup>-1</sup> del estrato	m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	% m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> del total	% m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> del estrato
<b>ESTRATO I (26.40-33 m)</b>						
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	3	1.92	34.15	0.95	4.94	33.99
<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	3	2.19	39.02	1.28	6.66	45.77
<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltdl.	1	0.69	12.20	0.19	0.98	6.75
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	1	0.41	7.32	0.19	0.99	6.83
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	1	0.41	7.32	0.19	0.97	6.66
<b>Total</b>	8	5.62	100	2.81	14.54	100
<b>ESTRATO II (16.50-26.39 m)</b>						
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	5	3.43	10.29	0.78	4.02	7.56
<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	33	22.91	68.72	7.75	40.18	75.60
<i>Buddleja cordata</i> Kunth	1	0.69	2.06	0.12	0.61	1.14
<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltdl.	1	0.96	2.88	0.26	1.34	2.51
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	4	2.61	7.82	0.57	2.94	5.54
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	3	2.06	6.17	0.72	3.72	6.99
<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltdl. & Cham.	1	0.69	2.06	0.07	0.34	0.65
<b>Total</b>	49	33.33	100	10.26	53.15	100
<b>ESTRATO III (&lt;16.49 m)</b>						
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	3	1.92	3.15	0.16	0.83	2.56
<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	37	25.51	41.80	3.43	17.77	55.00
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	3	2.19	3.60	0.16	0.81	2.51
<i>Buddleja cordata</i> Kunth	15	10.15	16.63	0.72	3.71	11.48

<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltl.	2	1.23	2.02	0.22	1.13	3.49
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	16	10.70	17.53	0.98	5.09	15.76
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	5	3.43	5.62	0.25	1.31	4.05
<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	1	0.69	1.12	0.00	0.01	0.04
<i>Salix paradoxa</i> Kunth	8	5.21	8.54	0.32	1.65	5.11
<b>Total</b>	89	61.04	100	6.24	32.31	100
<b>Total general</b>	146	100	300	19.30	100	300

Para BP, la especie con más abundancia en los tres estratos fue *P. hartwegii*. De los cinco presentes, tres se registraron en el estrato I, lo que corresponde a 2.47 % de los árboles y a 8.91 % del área basal. En el estrato II se presentaron las cinco especies, con 38.31 % de los individuos y un área basal de 60.44 %; en el estrato III se observaron cuatro, con el mayor número de individuos (59.22 %) y 30.65 % de área basal (Cuadro 4).

En BHP, la especie más abundante en los tres estratos fue *A. jorullensis*. De los nueve taxones identificados en la comunidad arbórea, cinco estuvieron en el estrato I, lo que correspondió a 5.62 % de los árboles, y a 14.54 % del área basal. En el estrato II se registraron siete especies, con 33.33 % de los individuos y un área basal de 53.15 %. En el estrato III se observaron nueve especies, con el mayor número de individuos (61.04 %) y 32.31 % de área basal (Cuadro 5).

En BPQ la especie con mayor abundancia en el estrato superior fue *P. ayacahuite*, y en el estrato inferior *A. jorullensis*. De los nueve taxa presentes en la comunidad arbórea, cinco correspondieron al estrato I, los cuales representaron 5.64 % de los árboles y a 21.74 % del área basal. En el estrato II se registraron siete especies, con 16.63 % de los individuos y 42.32 % de área basal. En el estrato III se registraron nueve taxones, con 77.73 % de los individuos y 35.94 % de área basal (Cuadro 6). Cabe destacar que los individuos más altos en las tres comunidades arbóreas fueron ejemplares de *Abies religiosa* (Kunth) Schltl. & Cham.

**Cuadro 6.** Estratos de altura para la comunidad arbórea de BPQ.

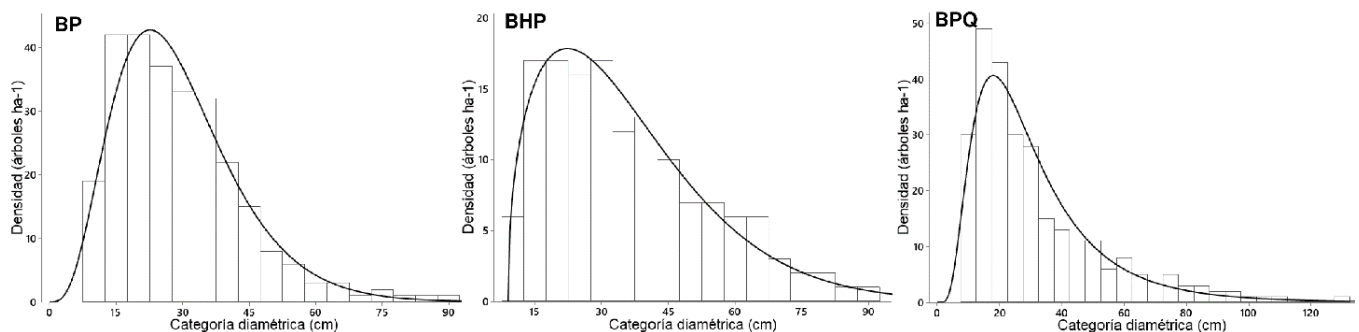
ESPECIE	ABUNDANCIA			DOMINANCIA		
	N ha <sup>-1</sup>	% N ha <sup>-1</sup> del total	% N ha <sup>-1</sup> del estrato	m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	% m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> del total	% m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> del estrato
<b>ESTRATO I (29.20-36.50 m)</b>						
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	3	1.03	18.18	1.33	4.13	19.00
<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltdl.	7	2.71	48.05	4.13	12.78	58.80
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	1	0.51	9.09	0.48	1.50	6.90
<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltdl. & Cham.	4	1.39	24.68	1.07	3.33	15.30
<b>Total</b>	15	5.64	100	7.02	21.74	100
<b>ESTRATO II (18.25-29.19 m)</b>						
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	6	2.27	13.66	1.53	4.75	11.22
<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	2	0.73	4.41	0.41	1.26	2.98
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	1	0.37	2.20	0.08	0.25	0.60
<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltdl.	15	5.35	32.16	5.70	17.66	41.73
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	7	2.42	14.54	2.52	7.80	18.42
<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltdl. & Cham.	9	3.30	19.82	2.48	7.68	18.14
<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	6	2.20	13.22	0.94	2.92	6.91
<b>Total</b>	45	16.63	100	13.66	42.32	100
<b>ESTRATO III (&lt;18.24 m)</b>						
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	10	3.66	4.71	0.28	0.88	2.45
<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	68	24.91	32.05	3.55	11.00	30.62
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	39	14.29	18.38	1.27	3.94	10.96
<i>Cupressus lusitánica</i> Mill.	16	5.79	7.45	1.19	3.70	10.28
<i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltdl.	18	6.67	8.58	2.12	6.57	18.27
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	2	0.59	0.75	0.07	0.21	0.58
<i>Pinus teocote</i> Schied. ex Schltdl. & Cham.	4	1.32	1.70	0.23	0.71	1.99
<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	45	16.48	21.21	2.62	8.10	22.54
<i>Salix paradoxa</i> Kunth	11	4.03	5.18	0.27	0.83	2.31
<b>Total</b>	212	77.73	100	11.60	35.94	100
<b>Total general</b>	273	100	300	32.28	100	300



## Caracterización diamétrica

En las tres comunidades arbóreas, las distribuciones de las clases diamétricas fueron asimétricas positivas; es decir, están sesgadas hacia las primeras clases, las cuales fueron las más representadas en la zona; mientras que los individuos de gran diámetro ( $DAP > 80\text{cm}$ ) fueron escasos, característica propia de un bosque irregular maduro. La desigualdad en los tamaños diamétricos es un efecto asociado a procesos competitivos que llevan a cabo las especies durante las diferentes etapas de desarrollo del bosque, pero también se asocia a las intervenciones realizadas por el ser humano.

La comunidad BP se ajustó a la función *Gamma* ( $p < 0.005$ ), BHP a *Weibull* de tres parámetros ( $p < 0.022$ ) y BPQ a Log-normal ( $p < 0.005$ ) (Figura 4).



**Figura 4.** Densidad arbórea por clase diamétrica.

## Discusión

La composición, diversidad y estructura de los bosques naturales son aspectos que se deben considerar en el manejo y conservación de los ecosistemas forestales (Ćosović *et al.*, 2020). Las comunidades arbóreas de bosques templados estudiadas están dominadas en el estrato arbóreo, generalmente, por la familia Pinaceae, y en las partes más bajas los bosques de *Pinus* se mezclan con *Quercus* y *Alnus*, entre otros géneros. Asimismo, en algunos lugares los bosques de *Alnus* forman comunidades sucesionales, surgidas como consecuencia de la destrucción de otros tipos de bosques (Rzedowski, 2006).

En el área de estudio se registraron 11 especies, esto es similar a lo citado por diversos autores para bosques templados de Durango (Solís *et al.*, 2006; Návar-Cháidez y González-Elizondo, 2009); Chihuahua (Hernández-Salas *et al.*, 2013) y Puebla (López-Hernández *et al.*, 2017). Entre los 11 taxones identificados, se observó la presencia de *Pinus ayacahuite*, el cual se ha utilizado para realizar reforestaciones en la zona.

Los valores de densidad arbórea (266, 145 y 272 individuos ha<sup>-1</sup>) estimados para la región son similares a lo señalado por Ramos *et al.* (2017) para un bosque templado en la Sierra Madre Oriental; sin embargo, son inferiores con respecto a las cifras documentadas para bosques templados por otros autores para ejemplares con diámetro  $\geq 7.5$  cm (575, 389 o 576 individuos ha<sup>-1</sup>) (Graciano-Ávila *et al.*, 2017; López-Hernández *et al.*, 2017; González *et al.*, 2018).

El área basal estimada (22.21, 19.30 y 32.28 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) es superior a lo consignado por Dávila-Lara *et al.* (2019) para un bosque templado en San Luis Potosí y similar a lo registrado para bosques templados de Nuevo León (Ramos *et al.*, 2017) y Chihuahua (Hernández-Salas *et al.*, 2018).

El *IVI* obtenido para la familia Pinaceae en la comunidad de BPQ (47.43 %) es cercano a lo documentado (40.20 %) por Dávila-Lara *et al.* (2019) en un bosque

de pino-encino en San Luis Potosí. También en BP, Pinaceae es de mayor importancia (86.78 %), similar a lo citado por Hernández-Salas *et al.* (2013) y López-Hernández *et al.* (2017).

En la caracterización de la altura de las comunidades arbóreas por medio del índice de *Pretzsch*, se evidenció que los tres tipos de bosque presentan estratos de alturas similares, y que el porcentaje más alto de árboles se concentra en el estrato III; en este se agrupan árboles con una altura  $\leq 18$  m. Los valores de  $A$  (1.13, 2.26, 2.41),  $A_{max}$  (2.71, 3.40, 3.30) y  $A_{rel}$  (41.55, 66.49, 73.13) para BP, BHP y BPQ, respectivamente. De ellos, el BPQ y BHP son muy similares a lo que indican ( $A=2.19, 2.22$ ;  $A_{max}=3.4, 3.2$ ;  $A_{rel}=64.3, 69.8$  %) Dávila-Lara *et al.* (2019) y Rubio *et al.* (2014), ambos para BPQ.

Las distribuciones diamétricas de bosques irregulares se han estudiado mediante modelos matemáticos o histogramas con curvas ajustadas través de funciones de densidad de probabilidades (Pond y Froese, 2015). Las distribuciones diamétricas de las tres comunidades arbóreas fueron similares, con mayor número de árboles en las primeras clases, lo que es característico de bosques con intervención antrópica, principalmente por eliminación de árboles grandes con fines comerciales.

Las funciones de densidad de probabilidades que se ajustaron a los datos de las comunidades arbóreas, se han empleado en el estudio de otros bosques irregulares. Estas fueron *Weibull* (Souza *et al.*, 2021), *Gamma* (Gorgoso-Varela *et al.*, 2020) y Log-normal (Ferreira de Lima *et al.*, 2015).

## Conclusiones

Las comunidades arbóreas de bosques templados estudiados difieren en diversidad y estructura, son heterogéneas y contienen comunidades conformadas, principalmente, por especies de los géneros *Pinus*, *Abies*, *Alnus*, *Quercus*, entre otros que destacan por su dominancia o abundancia. Además, las comunidades tienen una uniformidad media alta (BHP, BPQ) y media baja (BP) en diversidad de alturas. Los valores de diversidad son bajos para BP, por lo que presenta dominancia de una especie. Asimismo, la distribución de los árboles por clases diamétricas confirma que la mayoría de los individuos se concentran en las primeras clases diamétricas, lo que indica una población en fase de recuperación después de estar sometida a factores de presión como la tala.

Al aplicar el análisis estadístico para determinar diferencias entre las comunidades arbóreas de bosques templados, se registran diferencias significativas en densidad (BP-BHP, BHP-BPQ), área basal (BP-BPQ, BHP-BPQ) y riqueza de especies (BP-BPQ, BHP-BPQ). A partir del análisis realizado se evidencia la respuesta diferenciada de las comunidades al efecto de las actividades que se llevan a cabo en ellas, en particular en las comunidades de BPQ.

## **Agradecimientos**

El presente estudio forma parte de la investigación doctoral del primer autor y constituye un requisito para la obtención de grado de Doctor en Ciencias con Orientación en Manejo de Recursos Naturales de la Universidad Autónoma de Nuevo León. El primer autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca otorgada (766482) para realizar sus estudios en la Facultad de Ciencias Forestales.

## **Conflictos de interés**

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## **Contribución por autor**

Prudencia Caballero Cruz: levantamiento y análisis de datos, redacción del manuscrito; Eduardo Javier Treviño Garza, José Manuel Mata Balderas, Eduardo Alanís Rodríguez, Israel Yerena Yamallel y Luis Gerardo Cuéllar Rodríguez: coordinación de los análisis de datos, redacción y revisión del manuscrito.

## **Referencias**

Caviedes, J. and J. T. Ibarra. 2017. Influence of Anthropogenic Disturbances on Stand Structural Complexity in Andean Temperate Forests: Implications for Managing Key Habitat for Biodiversity. PLOS ONE 12(3):e0174147. Doi: 10.1371/journal.pone.0174147.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp). 2013. Programa de Manejo Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). México, D. F., México. 190 p. [https://simec.conanp.gob.mx/pdf\\_libro\\_pm/87\\_libro\\_pm.pdf](https://simec.conanp.gob.mx/pdf_libro_pm/87_libro_pm.pdf) (03 de enero del 2022).

Corral R., J., J. Jiménez P., Ó. A. Aguirre C. y S. Corral R. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. Investigación Agraria Sistemas y Recursos Forestales 14(2):217-228. Doi: 10.5424/srf/2005142-00885.

Cortés-Pérez, M., F. De León-González, F. Paz-Pellat, T. Leyva-Pablo, W. Santiago-García, A. Ponce-Mendoza y M. Fuentes-Ponce. 2021. Almacenamiento de carbono aéreo en un bosque templado de Oaxaca: manejo de alta y baja intensidad. *Madera y Bosques* 27(4):e2742440. Doi: 10.21829/myb.2021.2742440.

Ćosović, M., M. N. Bugalho, D. Thom and J. G. Borges. 2020. Stand structural characteristics are the most practical Biodiversity Indicators for forest management planning in Europe. *Forests* 11(3):343. Doi: 10.3390/f11030343.

Dávila-Lara, M. A., Ó. A. Aguirre-Calderón, E. Jurado-Ybarra, E. Treviño-Garza, M. A. González-Tagle y G. Trincado. 2019. Estructura y diversidad de especies arbóreas en bosques templados de San Luis Potosí, México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios* 6(18):399-409. Doi: 10.19136/era.a6n18.2112.

Delignette-Muller, M. L. and C. Dutang. 2015. fitdistrplus: An R package for fitting distributions. *Journal of Statistical Software* 64(4). Doi: 10.18637/jss.v064.i04.

Ferreira de Lima, R. A., J. L. Ferreira B. and P. I. Prado. 2015. Modeling tree diameter distributions in natural forests: An evaluation of 10 statistical models. *Forest Science* 61(2):320-327. Doi: 10.5849/forsci.14-070.

Gadow, K. V., C. Y. Zhang, C. Wehenkel, A. Pommerening, J. Corral-Rivas, M. Korol, S. Myklush, G. Y. Hui, A. Kiviste and X. H. Zhao. 2012. Forest structure and diversity. In: T. Pukkala and Gadow K. v. (eds.) *Continuous Cover Forestry. Managing Forest Ecosystems* 23. Springer. Dordrecht, Netherlands. Doi: 10.1007/978-94-007-2202-6\_2.

Gao, Y., M. Skutsch, J. Paneque-Gálvez and A. Ghilardi. 2020. Remote sensing of forest degradation: a review. *Environmental Research Letters* 15(10):103001. Doi: 10.1088/1748-9326/abaad7.

García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Serie Libros, Núm. 6. Instituto de Geografía - Universidad Nacional Autónoma de

México. México D. F. México. 97 p.  
<http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/83/82/251-1>.  
(03 de febrero de 2022).

González C., R., E. J. Treviño G., M. A. González T., Á. Duque M. y M. Gómez C. 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. Doi: 10.29298/rmcf.v9i45.142.

González-Fernández, A., J. Segarra, A. Sunny and S. Couturier. 2022. Forest cover loss in the Nevado de Toluca volcano protected area (Mexico) after the change to a less restrictive category in 2013. *Biodiversity and Conservation*. Doi: 10.1007/s10531-022-02368-y.

Gorgoso-Varela, J. J., F. N. Ogana and P. O. Ige. 2020. A comparison between derivative and numerical optimization methods used for diameter distribution estimation. *Scandinavian Journal of Forest Research* 35(3-4):156-164. Doi: 10.1080/02827581.2020.1760343.

Gove, J. H., M. J. Ducey, W. B. Leak and L. Zhang. 2008. Rotated sigmoid structures in managed uneven-aged northern hardwood stands: a look at the Burr Type III distribution. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 81(2):161-176. Doi: 10.1093/forestry/cpm025.

Graciano-Ávila, G., Ó. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez y J. E. Lujan-Soto. 2017. Composición, estructura y diversidad de especies arbóreas en un bosque templado del Noroeste de México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios* 4(12):535-542. Doi: 10.19136/era.a4n12.1114.

Hernández-Salas, J., Ó. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez-Pérez, E. J. Treviño-Garza, M. A. González-Tagle, C. Luján-Álvarez, J. M. Olivas-García y L. A. Domínguez-Pereda. 2013. Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista*

Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 19(3):189-199. Doi: 10.5154/r.rchscfa.2012.08.052.

Hernández-Salas, J., Ó. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez-Pérez, E. J. Treviño-Garza, M. A. González-Tagle, C. Luján-Álvarez, J. M. Olivas-García y L. A. Domínguez-Pereda. 2018. Dinámica del crecimiento de un bosque templado bajo manejo en el noroeste de México. *Madera y Bosques* 24(2):e2421767. Doi: 10.21829/myb.2018.2421767.

Hui, G., G. Zhang, Z. Zhao and A. Yang. 2019. Methods of forest structure research: A review. *Current Forestry Reports* 5(3):142-154. Doi: 10.1007/s40725-019-00090-7.

Kay, H., M. Santoro, O. Cartus, P. Bunting and R. Lucas. 2021. Exploring the relationship between forest canopy height and canopy density from Spaceborne LiDAR observations. *Remote Sensing* 13(24), 4961. Doi: 10.3390/rs13244961.

Kindt, R. and R. Coe. 2005. Tree diversity analysis A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. Ed. World Agroforestry Centre (ICRAF). Nairobi, Kenia. 160 p.

López-Hernández, J. A., Ó. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. C. Monarrez-González, M. A. González-Tagle y J. Jiménez-Pérez. 2017. Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques* 23(1):39-51. Doi: <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311518>.

Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Ed. Blackwell Publishing Co. Malden, MA, U. S. A. 261 p.

Messier, C. and K. J. Puettmann. 2011. Forests as complex adaptive systems: implications for forest management and modelling. *L'Italia Forestale e Montana* 66(3):249-258. Doi: 10.4129/ifm.2011.3.11.



Mishra, B. P., O. P. Tripathi, R. S. Tripathi and H. N. Pandey. 2004. Effects of anthropogenic disturbance on plant diversity and community structure of a sacred grove in Meghalaya, northeast India. *Biodiversity and Conservation* 13(2):421–436. Doi: 10.1023/B:BIOC.0000006509.31571.a0.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Ed. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED), Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe (ORCYT-UNESCO) y Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA). Zaragoza, España. 86 p. <http://entomologia.rediris.es/sea/manyttes/metodos.pdf> (23 de diciembre del 2021).

Moss, J. 2019. univariateML: An R package for maximum likelihood estimation of univariate densities. *Journal of Open Source Software* 4(44):1863. <https://doi.org/10.21105/joss.01863>.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772):853–858. Doi: <https://doi.org/10.1038/35002501>.

Návar-Cháidez, J. de J. y S. González-Elizondo. 2009. Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica* (27):71-87. <http://www.scielo.org.mx/pdf/polib/n27/n27a5.pdf> (03 de febrero del 2022).

Pond, N. C. and R. E. Froese. 2015. Interpreting stand structure through diameter distributions. *Forest Science* 61(3):429-437. Doi: 10.5849/forsci.14-056.

R Core Team. 2021. *The R Project for Statistical Computing*. <https://www.R-project.org/>. (03 de febrero del 2022).

Ramos R., J. C., E. J. Treviño G., E. Buendía R., O. A. Aguirre C. y J. I. López M. 2017. Productividad y estructura vertical de un bosque templado con incidencia de incendios forestales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 8(43):64-88. Doi: 10.29298/rmcf.v8i43.66.

Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. Ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D. F., México. 504 p.

Rubio C., E. A., M. A. González T., J. Jiménez P., E. Alanís R. y D. Y. Ávila F. 2014. Diversidad y distribución vertical de especies vegetales mediante el índice de Pretzsch. Ciencia UANL 17(65):34-41. <http://cienciauanl.uanl.mx/?p=799>. (20 de enero del 2022).

Solís M., R., Ó. A. Aguirre C., E. J. Treviño G., J. Jiménez P., E. Jurado Y. y J. Corral R. 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. Madera y Bosques 12(2):49-64. Doi: 10.21829/myb.2006.1221242.

Souza, D. V., L. S. Ferrari, V. M. Coutinho, J. X. Santos, S. Péllico N., C. R. Sanquetta and A. P. Dalla C. 2021. Diameter Structure, spatial pattern, and management scenarios of Acapu Trees: A Case Study. Floresta e Ambiente 28(1):e20190023. Doi: 10.1590/2179-8087-FLORAM-2019-0023.

Treviño G., E. J., C. Cavazos C. y O. A. Aguirre C. 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.

Vargas-Larreta, B., J. O. López-Martínez, E. J. González, J. J. Corral-Rivas and F. J. Hernández. 2021. Assessing above-ground biomass-functional diversity relationships in temperate forests in northern Mexico. Forest Ecosystems 8(1):8. Doi: 10.1186/s40663-021-00282-3.

Wickham, H., W. Chang, L. Henry, T. Lin P., K. Takahashi, C. Wilke, K. Woo, H. Yutani and D. Dunnington. 2016. *ggplot2* 3.3.5. <https://ggplot2.tidyverse.org>. (05 de febrero del 2022).

Xi, J., Y. Shao, Z. Li, P. Zhao, Y. Ye, W. Li, Y. Chen and Z. Yuan. 2021. Distribution of woody plant species among different disturbance regimes of forests in a temperate deciduous broad-leaved forest. *Frontiers in Plant Science* 12. Doi: 10.3389/fpls.2021.618524.



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 \(CC BY-NC 4.0 Internacional\)](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/), que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.