

## Estructura y diversidad del arbolado del Parque Hundido, Monterrey, Nuevo León

### Structure and diversity of the trees of Parque Hundido, Monterrey, Nuevo León

Eduardo Alanís-Rodríguez<sup>1</sup> ,  
Gerardo Cuéllar-Rodríguez<sup>2</sup> ,  
Javier Jiménez-Pérez<sup>2</sup> ,  
Arturo Mora-Olivo<sup>2\*</sup> ,  
Ada Marcela Ita-Garay<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Forestales-Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional km 147, CP. 67700, Linares, Nuevo León, México.

<sup>2</sup>Instituto de Ecología Aplicada, Facultad de Ingeniería y Ciencias-Universidad Autónoma de Tamaulipas. División del Golfo 356, Col. Libertad, CP. 87019, Cd. Victoria, Tamaulipas, México.

<sup>3</sup>Medio Ambiente del municipio de San Pedro Garza García. José Vasconcelos 109, CP. 66230. San Pedro Garza García, Nuevo León, México.

\*Autor de correspondencia: amorao@docentes.uat.edu.mx

#### Artículo científico

Recibido: 06 de enero 2023

Aceptado: 25 de septiembre 2023

Como citar: Alanís-Rodríguez E, Cuéllar-Rodríguez G, Jiménez-Pérez J, Mora-Olivo A, Ita-Garay AM (2023) Estructura y diversidad del arbolado del Parque Hundido, Monterrey, Nuevo León. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios 10(3): e3576. DOI: 10.19136/era.a10n3.3576

**RESUMEN.** La evaluación de la estructura y diversidad arbórea ha sido de vital importancia para la planificación y gestión de los bosques urbanos. Desafortunadamente, en la actualidad existen numerosas áreas arboladas en las ciudades, donde se desconoce el estado actual de las especies presentes. El objetivo del estudio fue evaluar la estructura y diversidad del arbolado del Parque Hundido. El parque se encuentra en el municipio de San Pedro Garza García, en la zona metropolitana de Monterrey, Nuevo León. En septiembre de 2021 se censaron todos los árboles y arbustos a los cuales se les midió la altura total, longitud de copa, el diámetro normal y el diámetro de copa. Se identificaron 26 especies, de las cuales 11 fueron nativas y 15 introducidas. Las especies que presentaron los valores más altos de abundancia, área de copa y frecuencia, fueron *Fraxinus uhdei*, *Fraxinus americana* y *Ehretia anacua*. La distribución de clases diamétricas y altura indican que hay mayor proporción de arbolado con diámetros y alturas intermedias, lo que indica una comunidad adulta. Los valores de riqueza y diversidad fueron intermedios, similares a otras áreas verdes urbanas del noreste de México. Se concluye que las plantas arbóreas nativas son más importantes que las exóticas en el Parque Hundido.

**Palabras clave:** Árboles, bosques urbanos, diversidad, especies nativas, riqueza.

**ABSTRACT.** The evaluation of tree structure and diversity has been of vital importance for the planning and management of urban forests. Unfortunately, there are currently numerous wooded areas in cities, where the current status of the species present is unknown. The objective of this study was to evaluate the structure and diversity of the trees in Parque Hundido, which is in the metropolitan area of Monterrey, Nuevo León. In September 2021, all the trees and shrubs were registered and their total height and crown length, normal diameter, and crown diameter were measured. As a result, 26 species were identified, of which 11 were native and 15 introduced. The species that presented the highest values of abundance, crown area and frequency were *Fraxinus uhdei*, *Fraxinus americana* and *Ehretia anacua*. The graphs of diameter and height classes indicate that there is a greater proportion of trees with intermediate diameters and heights, which indicates an adult plant community. The richness and diversity values were intermediate, like other urban green areas in northeastern Mexico. It is concluded that native tree plants are more important than exotic ones in Parque Hundido.

**Key words:** Diversity, native species, richness, trees, urban forests.

## INTRODUCCIÓN

La importancia de evaluar la estructura y diversidad de los árboles en los paisajes urbanos está ganando reconocimiento y relevancia con fines científicos, de planificación y gestión y para la sostenibilidad urbana en general (Dangulla *et al.* 2020). Las áreas urbanas generalmente albergan una alta diversidad de árboles (Dolan *et al.* 2017), lo que mejora la productividad ecológica y la estabilidad de las áreas urbanas a lo largo del tiempo y aumenta el potencial de las comunidades de plantas para adaptarse y sobrevivir a los cambios ambientales adversos y a la aparición de plagas y enfermedades (Núñez-Florez *et al.* 2019, Salisbury *et al.* 2022).

Los árboles en entornos urbanos juegan un papel importante y brindan beneficios ambientales, sociales y económicos a los habitantes (Dangulla *et al.* 2020). Estos incluyen la modificación del microclima mediante la reducción de la temperatura de la superficie y del aire (Meili *et al.* 2021), el almacenamiento y secuestro de carbono (López-López *et al.* 2018, Sun *et al.* 2019) y la prestación de algunos servicios de aprovisionamiento en forma de alimentos, leña, forraje para animales, así como sombra y hábitat para muchos organismos (Agbelade *et al.* 2017). Además, los árboles urbanos sirven como lugares de encuentro, espiritualidad y actividades físicas (Rosli *et al.* 2020), mejorando así el bienestar psicológico y estado de salud de los habitantes urbanos (Jabbar *et al.* 2021).

A pesar de la importancia del arbolado urbano, las investigaciones sobre la diversidad arbórea realizadas en México son limitadas, enfocándose principalmente en el centro del país, como la Ciudad de México, Texcoco, Guadalajara y Puebla (Saavedra-Romero *et al.* 2019, Martínez-Trinidad *et al.* 2021, Hernández-Álvarez *et al.* 2022, Martínez *et al.* 2022). Por su parte, en el noreste del país, se han realizado inventarios florísticos de bosques urbanos en Ciudad Victoria (Mora-Olivo y Martínez-Ávalos 2012) y la Zona Metropolitana de Monterrey (Rocha-Estrada 1998, Alanís-Flores 2005) y estudios de estructura y diversidad en Linares (Alanís *et al.* 2014, Leal-Elizondo *et al.* 2018), Montemore-

los (Canizales-Velázquez *et al.* 2020) y Hualahuisés (Alanís-Rodríguez *et al.* 2022).

La Zona Metropolitana de Monterrey está conformada por la ciudad de Monterrey y doce municipios más del estado de Nuevo León, y es una de las áreas metropolitanas más poblada en México con 5 341 171 habitantes (INEGI 2020). En esta zona metropolitana únicamente se han levantado listas florísticas de los bosques urbanos (Rocha-Estrada 1998; Alanís-Flores 2005), sin evaluar su estructura y diversidad. Por lo tanto, la presente investigación tiene como objetivo principal evaluar la estructural y diversidad del arbolado del Parque Hundido.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Localización del área de estudio

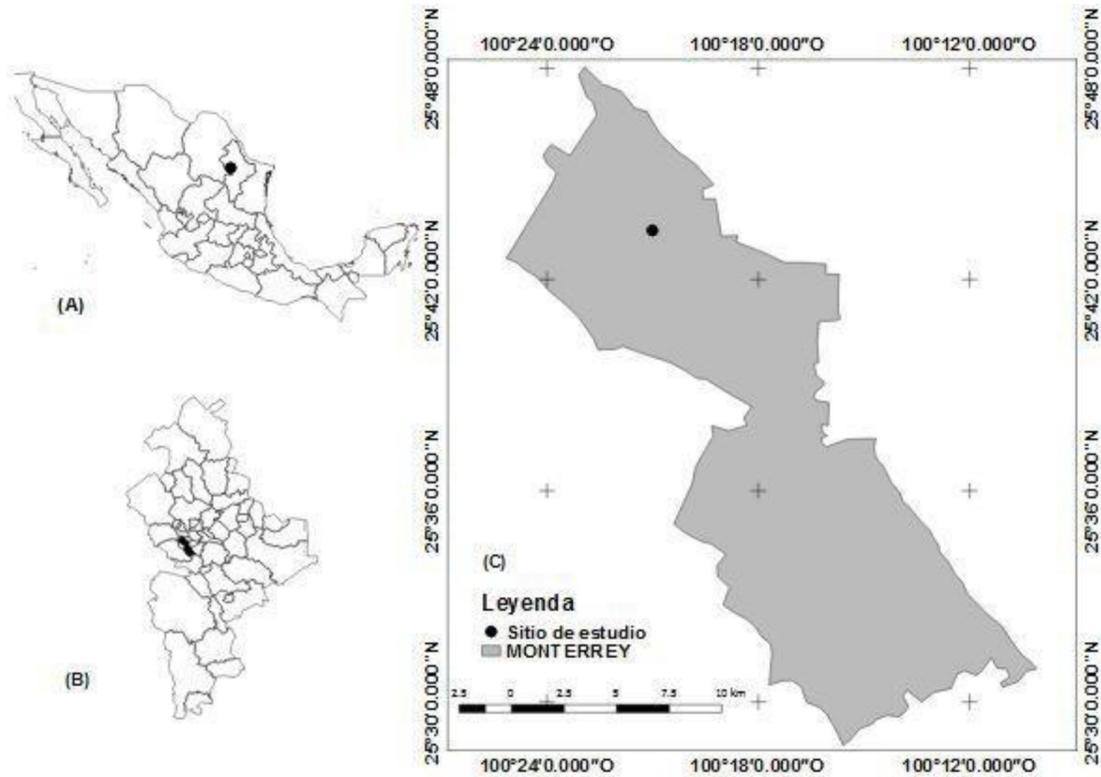
El Parque Hundido se ubica en el municipio de San Pedro Garza García, Nuevo León (Noreste de México) en las coordenadas geográficas 25° 39' 55" norte y 100° 22' 11" oeste (Figura 1). Tiene una longitud de 610 m lineales, la sección más ancha mide 86 m y posee una superficie de 2.71 ha. Se encuentra ubicado a una altitud de 530 m. La comunidad vegetal nativa de la localidad es matorral submontano, asociación vegetal localizada principalmente en las partes medias y bajas de la Sierra Madre Oriental (Canizales-Velázquez *et al.* 2009).

### Evaluación del arbolado

En septiembre de 2021 se censaron todos los árboles y arbustos del Parque Hundido. Las especies se identificaron por personal calificado de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León y se verificó su nomenclatura correcta mediante la plataforma Tropicos® (Tropicos 2020). Se midió la altura total (h) y longitud de copa (Lc) con un hipsómetro Vertex III®, el diámetro normal ( $d_{1.30}$  m) en sentido N-S y E-O con una forcípula Haglöf Mantax 1270 mm, el diámetro de copa (k) en sentido N-S y E-O con una cinta métrica de 50 m.

### Análisis de datos

Se realizaron dos mediciones de diámetros normal ( $d_{1.30}$ ) y diámetros de copa (k) por individuo,



**Figura 1.** Localización del área de estudio en el municipio de San Pedro Garza García, Nuevo León.

se estimó el promedio mediante la siguiente fórmula (Alanís-Rodríguez *et al.* 2020):

$$\bar{d} = \frac{d_1 + d_2}{2}$$

Donde:  $\bar{d}$  es el diámetro promedio,  $d_1$  el diámetro N-S y  $d_2$  el diámetro E-O. Para estimar el área basal y área de copa, por individuo se estimó la siguiente ecuación (Alanís-Rodríguez *et al.* 2020):

$$A = \frac{\pi}{4} * d^2$$

Donde:  $A$  es el área,  $\pi$  un valor constante de 3.1416 y  $d$  el diámetro.

Para cada especie se determinó su abundancia, de acuerdo con el número de árboles, su cobertura, en función del área de copa, y su frecuencia con base en su presencia en las tres secciones del parque (Alanís-Rodríguez *et al.* 2020). Para evaluar

la copa se estimaron el área de la superficie de la copa (ASC) (Jiménez *et al.* 2002) y el volumen de copa ( $V_{copa}$ ) (Möttus *et al.* 2006, Zhu *et al.* 2021). Con la información antes mencionada se estimó el Índice de Valor de Importancia Urbano (IVIU) sugerido por Saavedra-Romero *et al.* (2019) que adquiere valores porcentuales en una escala de 0 a 100. Con este índice se jerarquiza la importancia de cada especie de manera horizontal al incluir la dominancia y frecuencia, así como de manera vertical y tridimensional, al incluir la altura, volumen y área superficial de copa.

Además, se estimaron los índices de Margalef (Clifford y Stephenson 1975), Shannon (Magurran 1988) y el índice de diversidad verdadera de Shannon (Jost 2006), el cual es una conversión del índice de Shannon a un número efectivo de especies, que es la clave para una interpretación unificada e intuitiva de la diversidad (Tabla 1).

**Tabla 1.** Fórmulas utilizadas para determinar los índices estructurales y de diversidad de las especies.

Fórmula	Donde:
$A_i = \frac{N_i}{S}$ $AR_i = [A_i / \sum_{i=1}^n A_i] \times 100$	<p><math>A_i</math> = abundancia absoluta  <math>AR_i</math> = abundancia relativa por especie  <math>N_i</math> = número de individuos de la especie <math>i</math>  <math>S</math> = superficie de muestreo (ha)</p>
$D_i = \frac{G_i}{S}$ $DR_i = [D_i / \sum_{i=1}^n D_i] \times 100$	<p><math>D_i</math> = dominancia absoluta  <math>DR_i</math> = dominancia relativa de la especie <math>i</math> respecto a la dominancia total  <math>G_i</math> = área basal de la especie <math>i</math>  <math>S</math> = superficie (ha).</p>
$F_i = \frac{P_i}{NS}$ $FR_i = [F_i / \sum_{i=1}^n F_i] \times 100$	<p><math>F_i</math> = frecuencia absoluta  <math>FR_i</math> = frecuencia relativa de la especie <math>i</math> respecto a la frecuencia total  <math>P_i</math> = número de sitios en los que está presente la especie <math>i</math>  <math>NS</math> = el número total de sitios de muestreo.</p>
$ASC = \frac{\pi * r}{6LC^2} [(4LC^2 + r^2)^{1.5} - r^3]$	<p><math>ASC</math> = área de la superficie de la copa  <math>r</math> = radio de la copa  <math>LC</math> = Longitud de copa</p>
$V_{copa} = (\frac{4}{3} * \pi * DC^3 * LC) * 1/8$	<p><math>V_{copa}</math> = Volumen de copa  <math>\pi</math> = 3.1416  <math>DC</math> = diámetro de copa  <math>LC</math> = Longitud de copa</p>
$IVIU = \frac{\sum_{i=1}^n (AR_i, DR_i, FR_i, ASC, V_{copa})}{5}$	<p><math>IVIU</math> = Índice de Valor de Importancia Urbano  <math>AR_i</math> = abundancia relativa por especie respecto a la densidad total  <math>DR_i</math> = dominancia relativa de la especie <math>i</math> respecto a la dominancia total  <math>FR_i</math> = frecuencia relativa de la especie <math>i</math> respecto a la frecuencia total  <math>ASC</math> = área de la superficie de la copa  <math>V_{copa}</math> = Volumen de copa</p>
$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$ $p_i = n_i / N$	<p><math>H'</math> = índice de Shannon-Weiner  <math>S</math> = número de especies presentes  <math>N</math> = número total de individuos  <math>n_i</math> = número de individuos de la especie  <math>\ln</math> = logaritmo natural</p>
$D_{Mg} = \frac{S-1}{\ln(N)}$	<p><math>D_{Mg}</math> = índice de Margalef  <math>S</math> = número de especies presentes  <math>N</math> = número total de individuos  <math>\ln</math> = logaritmo natural</p>
${}^1D = \exp(H')$	<p><math>{}^1D</math> = índice de diversidad verdadera de Shannon  <math>\exp</math> = exponencial  <math>H'</math> = índice de Shannon-Weiner</p>

## RESULTADOS

Se identificaron 26 especies de árboles, arbustos y palmas en el Parque Hundido. De acuerdo con su origen, 11 son nativas y 15 introducidas (Tabla 2). La familia con el mayor número de especies fue Oleaceae con tres. En total se evaluaron 396 individuos, de los cuales 391 estaban vivos y 5 muertos. Las especies que presentaron los mayores valores de abundancia fueron: *Fraxinus*

*uhdei*, *F. americana*, *Ehretia anacua* y *Pinus eldarica*, sumando 305 individuos, lo que representa el 76% de la comunidad. De acuerdo con el área basal, en total se tiene 46.27 m<sup>2</sup>, donde *F. uhdei* presentó 24.52 m<sup>2</sup>, lo que representa el 53% del área basal de todo el arbolado.

El área de copa de la comunidad vegetal fue de 31840 m<sup>2</sup>, donde destacan *F. uhdei*, *F. americana*, *E. anacua* y *P. eldarica*, presentando en conjunto 27 624 m<sup>2</sup>, lo que representa el 86.76% del total. La

**Tabla 2.** Familia, nombre científico, nombre común y origen de las de las especies de árboles, arbustos y palmas del Parque Hundido.

Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i> L.	Pirul	Introducida
Apocynaceae	<i>Nerium oleander</i> L.	Laurel	Introducida
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Palma	Introducida
Boraginaceae	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	Anacua	Nativa
Buxaceae	<i>Buxus sempervirens</i> L.	Boj	Introducida
Cannabaceae	<i>Celtis laevigata</i> Willd.	Palo blanco	Nativa
Cordiaceae	<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Nativa
Fabaceae	<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Framboyán	Introducida
Fabaceae	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Retama	Nativa
Fagaceae	<i>Quercus virginiana</i> Mill.	Encino	Nativa
Juglandaceae	<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch	Nogal	Nativa
Lythraceae	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	Crespón	Introducida
Malvaceae	<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand	Coquito	Introducida
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i> L.	Canelón	Introducida
Moraceae	<i>Morus nigra</i> L.	Mora	Introducida
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	Buganvilla	Introducida
Oleaceae	<i>Fraxinus americana</i> L.	Fresno blanco	Introducida
Oleaceae	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	Fresno americano	Nativa
Oleaceae	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.	Trueno	Introducida
Pinaceae	<i>Pinus cembroides</i> Zucc.	Pino piñonero	Nativa
Pinaceae	<i>Pinus eldarica</i> Mill.	Pino afgano	Introducida
Platanaceae	<i>Platanus occidentalis</i> L.	Álamo	Nativa
Platanaceae	<i>Populus tremuloides</i> Michx.	Alamillo	Nativa
Poaceae	<i>Phyllostachys aurea</i> Carrière ex Rivière y C. Rivière	Bambú	Introducida
Rosaceae	<i>Pyracantha coccinea</i> M. Roem.	Espino de fuego	Introducida
Ulmaceae	<i>Ulmus crassifolia</i> Nutt.	Olmo	Nativa

frecuencia es la proporción de ocurrencia de una especie en los sitios de muestreo, en este caso las especies que tuvieron presencia en las tres secciones fueron *F. uhdei*, *F. americana* y *E. anacua*.

Las variables de la copa que se consideraron fueron el área de la superficie de la copa (ASC) y el volumen de copa ( $V_{copa}$ ). Las especies que destacaron por su dimensión de copa fueron *F. uhdei*, *F. americana*, *E. anacua*, *P. eldarica* y *Carya illinoensis*, sumando el 90.83% área de la superficie de la copa y el 92.58% del volumen de copa. El índice de valor de importancia urbano (IVIU) indica que el bosque urbano del Parque Hundido está dominado por los fresnos *F. uhdei* y *F. americana* con 53.68%. Si se consideran las cinco especies con mayores valores (*F. uhdei*, *F. americana*, *E. anacua*, *P. eldarica* y *C. illinoensis*) se tienen que representan el 76.88%, mientras las restantes 22 especies representan el 23.12% (Tabla 3).

Un atributo importante de las comunidades vegetales es el diámetro del fuste (Figura 2). Con base en el número de individuos de acuerdo con las

clases diamétricas registradas en el Parque Hundido, los individuos siguieron una distribución normal con una ligera asimetría positiva (Tabla 2). Se observa que la categoría 30 a 39.99 cm es la que tiene el mayor número de individuos (97), seguida de la de 20 a 29.99 (87). Se registraron 96 individuos con dimensiones mayores a 40 cm de diámetro normal. Esto indica que el bosque presenta arbolado maduro.

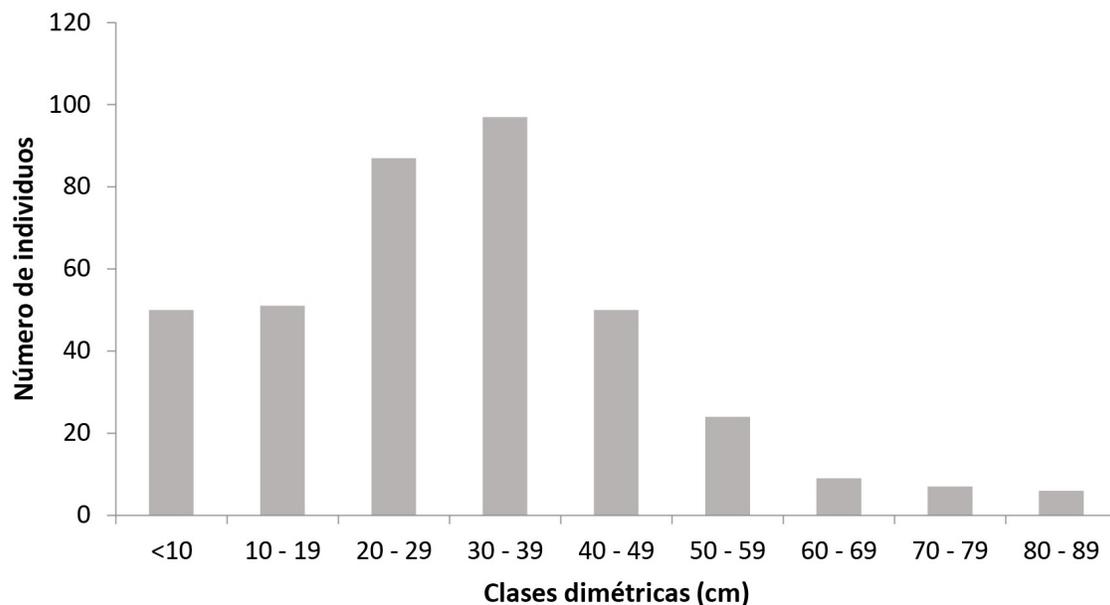
Los resultados de las clases de altura de la comunidad vegetal del Parque Hundido presentan una distribución normal (Figura 3), con valores altos en la sección central y decreciendo conforme se aleja del valor central. La categoría de 6 - 7.9 m fue la que presentó el mayor número de individuos (91). Al igual que la figura de clases diamétricas indica que el bosque presenta un arbolado maduro.

### Diversidad

La riqueza específica fue de 26 especies; el índice de Margalef ( $D_{Mg}$ ) tuvo un valor de 4.19, el índice de Shannon de 1.98 y el índice de diversidad verdadera de Shannon 7.24. Estos valores indican

**Tabla 3.** Abundancia, área basa, área de copa, frecuencia, área de la superficie de la copa, volumen de copa e índice de valor de importancia urbano (IVIU) de las especies de árboles, arbustos y palmas del Parque Hundido.

Especies	Abundancia		Área basal		Área de copa		Frecuencia	Área de la sup. de la copa		Volumen de copa		IVIU
	Absoluta	Relativa %	Absoluta (m <sup>2</sup> )	Relativa %	Absoluta (m <sup>2</sup> )	Relativa %		Absoluta (m <sup>2</sup> )	Relativa %	Absoluta (m <sup>3</sup> )	Relativa %	
<i>Fraxinus uhdei</i>	188	47.36	24.52	53.00	17631.72	55.38	6.82	27477.47	51.62	5923.38	50.01	42.24
<i>Fraxinus americana</i>	37	9.32	6.73	14.54	4158.77	13.06	6.82	6893.72	12.95	1783.80	15.06	11.44
<i>Ehretia anacua</i>	44	11.08	5.35	11.56	3194.84	10.03	6.82	5518.04	10.37	971.08	8.20	9.30
<i>Pinus eldarica</i>	36	9.07	3.98	8.60	2638.69	8.29	4.55	5402.74	10.15	1072.90	9.06	8.22
<i>Carya illinoensis</i>	8	2.02	1.93	4.18	1859.78	5.84	4.55	3055.78	5.74	1214.50	10.25	5.68
<i>Populus tremuloides</i>	4	1.01	1.67	3.61	588.72	1.85	2.27	1136.02	2.13	320.50	2.71	1.99
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	12	3.02	0.62	1.34	269.25	0.85	4.55	444.19	0.83	44.00	0.37	1.92
Árbol muerto	5	1.26	0.00	0.00	0.00	0.00	6.82	0.00	0.00	0.00	0.00	1.62
<i>Lagerstroemia indica</i>	13	3.27	0.12	0.26	141.53	0.44	2.27	604.29	1.14	52.15	0.44	1.51
<i>Bougainvillea spectabilis</i>	8	2.02	0.00	0.00	43.26	0.14	4.55	48.13	0.09	2.97	0.03	1.36
<i>Celtis laevigata</i>	2	0.50	0.06	0.13	194.06	0.61	4.55	289.90	0.54	59.35	0.50	1.34
<i>Morus nigra</i>	4	1.01	0.09	0.20	103.33	0.32	4.55	174.30	0.33	22.30	0.19	1.28
<i>Parkinsonia aculeata</i>	2	0.50	0.13	0.29	95.51	0.30	4.55	144.78	0.27	19.00	0.16	1.16
<i>Platanus occidentalis</i>	2	0.50	0.31	0.67	222.36	0.70	2.27	531.59	1.00	131.92	1.11	1.12
<i>Ulmus crassifolia</i>	8	2.02	0.14	0.30	125.68	0.39	2.27	225.26	0.42	20.78	0.18	1.06
<i>Nerium oleander</i>	2	0.50	0.02	0.03	16.20	0.05	4.55	49.13	0.09	3.32	0.03	1.04
<i>Phyllostachys aurea</i>	2	0.50	0.00	0.00	145.31	0.46	2.27	518.60	0.97	111.44	0.94	1.03
<i>Quercus virginiana</i>	8	2.02	0.03	0.06	41.36	0.13	2.27	108.11	0.20	6.20	0.05	0.93
<i>Schinus molle</i>	2	0.50	0.34	0.73	152.02	0.48	2.27	240.82	0.45	42.74	0.36	0.81
<i>Melia azedarach</i>	2	0.50	0.08	0.17	111.39	0.35	2.27	168.89	0.32	23.82	0.20	0.73
<i>Pyracantha coccinea</i>	1	0.25	0.06	0.13	46.14	0.14	2.27	55.54	0.10	5.31	0.04	0.56
<i>Cordia boissieri</i>	1	0.25	0.05	0.11	22.35	0.07	2.27	49.70	0.09	5.45	0.05	0.55
<i>Delonix regia</i>	1	0.25	0.03	0.05	15.90	0.05	2.27	42.29	0.08	4.08	0.03	0.54
<i>Ligustrum japonicum</i>	1	0.25	0.00	0.01	5.54	0.02	2.27	24.14	0.05	1.45	0.01	0.52
<i>Pseudobombax ellipticum</i>	1	0.25	0.01	0.01	9.35	0.03	2.27	15.72	0.03	0.99	0.01	0.52
<i>Pinus cembroides</i>	1	0.25	0.00	0.01	4.26	0.01	2.27	11.23	0.02	0.56	0.00	0.51
<i>Buxus sempervirens</i>	1	0.25	0.00	0.00	1.21	0.00	2.27	2.44	0.00	0.06	0.00	0.51
Suma	396	100	46.27	100	31840	100	100	53233	100	11844	100	100

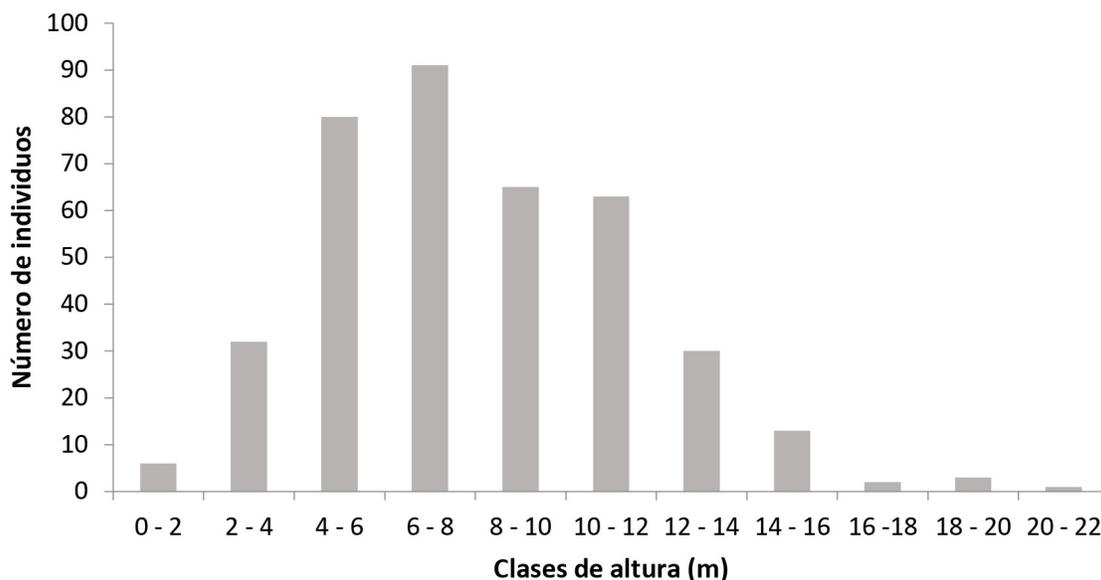


**Figura 2.** Gráfico de clases diamétricas de la comunidad vegetal arbórea, arbustiva y de palmas del Parque Hundido.

que la comunidad vegetal se encuentra conformada por un alto número de especies, pero existe unas escasas especies con altos valores de abundancia.

## DISCUSIÓN

Se identificaron 26 especies de árboles, arbustos y palmas en el Parque Hundido. Este número de especies es menor a las 38 registradas en el centro de Hualahuises (Alanís-Rodríguez et al. 2022), y a



**Figura 3.** Gráfico de clases de altura de la comunidad vegetal arbórea, arbustiva y de palmas del Parque Hundido.

las 41 especies reportadas en los parques y plazas de Linares (Leal-Elizondo *et al.* 2018), pero mayor a 13 registradas en los parques y plazas de Montemorelos. Es importante mencionar que los otros estudios evaluaron superficies mayores; por ejemplo, al evaluar todo el centro de Hualahuises o las plazas y parques de Linares y Montemorelos. Referente al número de especies, se registraron 57.69% (15 especies) introducidas y el 42.31% (11 especies) nativas. Este comportamiento de mayor número de especies introducidas es común a nivel mundial (Sjöman *et al.* 2016) y en particular en México. Al respecto, Canizales-Velázquez *et al.* (2020) determinaron un 54% de especies introducidas en Montemorelos y Alanís-Flores (2005) un 53% para el área metropolitana de Monterrey; por su parte, Martínez-Trinidad *et al.* (2021) determinaron un 61% en tres parques de la ciudad de Texcoco y Alanís-Rodríguez *et al.* (2022) 63.16% en Hualahuises.

La familia Oleaceae presentó el mayor número de especies, con la presencia de *F. americana*, *F. uhdei* y *Ligustrum japonicum*. El género *Fraxinus* ha sido documentado como el más común, abundante e importante de áreas urbanas de la planicie costera del estado de Nuevo León (Guzmán-Lucio *et al.* 2019). Al respecto, Leal-Elizondo *et al.* (2018),

Canizales-Velázquez *et al.* (2020) y Alanís-Rodríguez *et al.* (2022) reportaron este género como el más abundante y dominante de las plazas, camellones y parques de Linares, Montemorelos y Hualahuises, Nuevo León (noreste de México). Aunque en este estudio, el género *Fraxinus* se representó por especies nativas e introducidas, el hecho de que una o dos especies sean las dominantes, representa un problema para el bosque ya que disminuye la biodiversidad, la estructura, las funciones ecológicas, efecto paisajístico y la naturalidad del ecosistema (Huang 2021).

La especie con mayor IVIU fue *F. uhdei*, especie nativa que fue utilizada con frecuencia en reforestaciones urbanas a nivel nacional (López-López *et al.* 2017; Martínez *et al.* 2022) y específicamente en el noreste de México en la década de los 70 (Alanís-Flores 2005). Esta especie se hizo popular por su altura, cobertura de copa y sombra proporcionada. Las especies que también presentaron altos valores de IVIU fueron *F. americana*, *E. anacua*, *P. eldarica* y *C. illinoensis*. Con excepción de *P. eldarica*, estas especies son comunes en entornos urbanos del noreste de México por su porte arbóreo y amplia cobertura de copa (Leal-Elizondo *et al.* 2018). Cabe indicar que *P. eldarica* fue plantada en algunas ciudades y áreas experimentales en el noreste

de México (Cano-Pineda y Martínez-Burciaga 2004).

Las clases diamétricas siguieron una distribución normal con una ligera asimetría positiva. Este comportamiento se presentó en los árboles de las plazas y parque de Linares (Leal-Elizondo *et al.* 2018) y Montemorelos (Canizales-Velázquez *et al.* 2020). Esto indica que la mayor proporción de individuos tienen tamaño intermedio, en este caso entre 30 y 39 cm de diámetro. Por su parte, las clases de altura presentaron una distribución asimétrica positiva. Este comportamiento fue similar a lo registrado por Leal-Elizondo *et al.* (2018) en áreas verdes urbanas de Linares y Montemorelos respectivamente. La mayor proporción de árboles presentaron alturas entre 6 y 8 m, similares a los de Montemorelos (Canizales-Velázquez *et al.* 2020) y Linares (Leal-Elizondo *et al.* 2018) presenta mayor altura (de 6.40 a 9.60 m). Esta información, en conjunto con las clases diamétricas indican que la comunidad vegetal es de dimensiones intermedias, presentando escasos árboles de dimensiones menores o grandes, lo cual es bueno ya que el arbolado se considera adulto.

### Diversidad

La interpretación de los índices de diversidad suele ser compleja (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020). El índice de riqueza de Margalef ( $D_{Mg} = 4.19$ ) indica una diversidad intermedia, ya que valores inferiores a 2.00 son considerados bajos y mayores a 5.00 altos (Alanís-Rodríguez *et al.* 2020). El resultó es inferior al 7.62 registrado para el arbolado urbano de un campus universitario en Linares, Nuevo León (Alanís *et al.* 2014) y al 5.24 del arbolado urbano de plazas y parques de la ciudad de Linares (Leal-Elizondo *et al.*, 2018). El valor del índice de Shannon-Wiener es una medida razonable de la complejidad biológica (Lou y González-Oreja 2012), para este estudio fue

de  $H' = 1.98$ , lo que se puede considerar como diversidad intermedia, ya que valores cercanos a 2.00 y hasta 3.00 son intermedios y superiores de 3.00 son altos (Alanís-Rodríguez *et al.* 2020). El resultado de 1.98 de este estudio es mayor al 1.17 registrado por Canizales-Elizondo *et al.* (2020) en Montemorelos, e igual al  $H' = 1.99$  registrado por Leal-Elizondo *et al.* (2018) en Linares. El índice de diversidad verdadero de Shannon fue de 7.24, indicando que potencialmente existirían 7 especies efectivas. Estos resultados indican que el Parque el Hundido tiene una riqueza y diversidad intermedia y que su gestión y conservación debe ser importante.

### CONCLUSIONES

Los resultados indican que existe una mayor proporción de arbolado con diámetros y alturas intermedias, lo que indica una comunidad vegetal adulta. Los valores de riqueza y diversidad fueron intermedios, similares a otras áreas verdes urbanas del noreste de México. Las especies con mayor IVIU fueron las nativas *Fraxinus uhdei*, *Ehretia anacua* y *Carya illinoensis* y las exóticas *Fraxinus americana* y *Pinus eldarica*. La investigación aporta información para la gestión y conservación del Parque Hundido.

### AGRADECIMIENTOS

La investigación se realizó con fondos del Presupuesto Participativo de la Administración del municipio de San Pedro Garza García, en donde los vecinos votaron por destinar el presupuesto de su colonia a conocer el estado de salud de los árboles del parque.

### LITERATURA CITADA

- Agbelade AD, Onyekwelu JC, Oyun MB (2017) Tree species richness, diversity, and vegetation index for federal capital territory, Abuja, Nigeria. *International Journal of Forestry Research* 2017. DOI: 10.1155/2017/4549756.
- Alanís E, Jiménez J, Mora-Olivo A, Canizales PA, Rocha L (2014) Estructura y composición del arbolado urbano de un campus universitario en México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1: 93-102.

- Alanís-Flores GJ (2005) El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencia UANL* 8: 20-32.
- Alanís-Rodríguez E, Mora-Olivo A, Marroquín de la Fuente JS (2020) Muestreo ecológico de la vegetación. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México. 245p.
- Alanís-Rodríguez E, Mora-Olivo A, Molina-Guerra VM, Gárate-Escamilla H, Sigala JA (2022) Caracterización del arbolado urbano del centro de Hualahuises, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13: 29-49.
- Canizales-Velázquez PA, Alanís-Rodríguez E, Aranda-Ramos R, Mata-Balderas JM, Jiménez-Pérez J, Alanís-Flores G, Uvalle-Sauceda JI, Ruíz-Bautista MG (2009) Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15: 115-120.
- Canizales-Velázquez PA, Alanís-Rodríguez E, Holguín-Estrada VA, García-García S, Collantes-Chávez-Costa A (2020) Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 11: 111-135.
- Cano-Pineda A, Martínez-Burciaga OU (2004) Diagnóstico para el establecimiento de plantaciones con pino afgano, (*Pinus eldarica* Mill.) en el estado de Nuevo León. INIFAP-CIRNE. Campo Experimental Saltillo. Publicación Especial Núm. 3. Coahuila, México. 44p.
- Clifford, HT, Stephenson W (1975) An introduction to numerical classification. Academic Press. New York, USA. 229p.
- Dangulla M, Abd Manaf L, Ramli MF, Yacob MR (2020) Urban tree composition, diversity, and structural characteristics in North-western Nigeria. *Urban Forestry & Urban Greening*: 48: 126512. DOI: 10.1016/j.ufug.2019.126512.
- Dolan RW, Aronson MF, Hipp AL (2017) Floristic response to urbanization: Filtering of the bioregional flora in Indianapolis, Indiana, USA. *American Journal of Botany* 104: 1179-1187.
- Guzmán-Lucio MA, Rocha-Estrada A, Alvarado-Vázquez MA, Gallegos-López JA (2019) El fresno *Fraxinus berlandieriana* DC., una especie del noreste de México no reconocida como nativa en el estado de Nuevo León. *Planta* 15: 51-57.
- Hernández-Álvarez E, Rodríguez AG, Paredes CMG, Ramírez CGR, Tovar MAH (2022) Diagnóstico ecológico y fitosanitario de un parque urbano del área metropolitana de Guadalajara, México. *e-CUCBA* 18: 114-122.
- Huang X, Teng M, Zhou Z, Wang P, Dian Y, Wu C (2021) Linking naturalness and quality improvement of monoculture plantations in urban area: A case study in Wuhan city, China. *Urban Forestry & Urban Greening* 59: 126911. DOI: doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126911.
- INEGI (2020) Censo de México 2020. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>. Fecha de consulta: 29 de julio de 2022.
- Jabbar M, Yusoff MM, Shafie A (2021) Assessing the role of urban green spaces for human well-being: a systematic review. *GeoJournal* 87: 4405-4423.
- Jiménez J, Kramer H, Aguirre O (2002) Bestandesuntersuchungen in einem ungleichaltrigen Tannen-, Douglasien-, Kiefern- Naturbestand Nordostmexikos. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 173: 47-55.
- Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363-375.
- Leal-Elizondo CE, Leal-Elizondo N, Alanís-Rodríguez E, Pequeño-Ledezma MÁ, Mora-Olivo A, Buendía-Rodríguez E (2018) Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9: 252-270.

- López-López SF, Martínez-Trinidad T, Benavides-Meza H, García-Nieto M, de los Santos-Posadas HM (2017) Non-destructive method for above-ground biomass estimation of *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lintels in an urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening* 24: 62-70.
- López-López SF, Martínez-Trinidad T, Benavides-Meza HM, García-Nieto M, Ángeles-Pérez G (2018) Reservorios de biomasa y carbono en el arbolado de la primera sección del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México. *Madera y Bosques* 24(3): e2431620. DOI: 10.21829/myb.2018.2431620.
- Lou J, González-Oreja JA (2012) Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica lilloana* 56: 3-14.
- Magurran A (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. New Jersey. 179p.
- Martínez G, Rodríguez DA, Granados D, Mohedano L, Villanueva A (2022) Descripción del arbolado de alineación de la ciudad de Puebla por grado de marginación y vialidad. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 13: 85-111.
- Martínez-Trinidad T, Hernández López P, López-López SF, Mohedano Caballero L (2021) Diversidad, estructura y servicios ecosistémicos del arbolado en cuatro parques de Texcoco mediante i-Tree Eco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 12: 201-223.
- Meili N, Manoli G, Burlando P, Carmeliet J, Chow WT, Coutts AM, Fatichi S (2021) Tree effects on urban microclimate: Diurnal, seasonal, and climatic temperature differences explained by separating radiation, evapotranspiration, and roughness effects. *Urban Forestry & Urban Greening* 58: 126970. DOI: 10.1016/j.ufug.2020.126970.
- Mora-Olivo A, Martínez-Ávalos JG (2012) *Plantas silvestres del bosque urbano, Cd. Victoria, Tamaulipas, México*. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Editorial Dolores Quintanilla. Saltillo, Coah., México. 139p.
- Möttus M, Sulev M, Lang M (2006) Estimation of crown volume for a geometric radiation model from detailed measurements of tree structure. *Ecological Modelling* 198: 506-514.
- Núñez-Florez R, Pérez-Gómez U, Fernández-Méndez F (2019) Functional diversity criteria for selecting urban trees. *Urban Forestry & Urban Greening* 38: 251-266.
- Rocha-Estrada A, Torres-Cepeda TE, González de la Rosa MDC, Martínez-Lozano SJ, Alvarado-Vázquez MA (1998) Flora ornamental en plazas y jardines públicos del área metropolitana de Monterrey, México. *SIDA, Contributions to Botany* 18: 579-586.
- Rosli S, Ling OHL, Adzmi NAM, Marzukhi MA (2020) Relationship between quality of urban parks and physical activity: A case study in Changkat public park, Batu Gajah, Perak. *Planning Malaysia* 18: 158-172.
- Saavedra-Romero L de L, Hernández-de la Rosa P, Alvarado-Rosles D, Martínez-Trinidad T, Villa-Castillo J (2019) Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la ciudad de México. *Polibotánica* 47: 25-37.
- Salisbury AB, Miesbauer JW, Koeser AK (2022) Long-term tree survival and diversity of highway tree planting projects. *Urban Forestry & Urban Greening* 73: 127574.
- Sjöman H, Morgenroth J, Sjöman JD, Sæbø A, Kowarik I (2016) Diversification of the urban forest-Can we afford to exclude exotic tree species? *Urban Forestry & Urban Greening* 18: 237-241.
- Sun Y, Xie S, Zhao S (2019) Valuing urban green spaces in mitigating climate change: A city-wide estimate of aboveground carbon stored in urban green spaces of China's Capital. *Global Change Biology* 25: 1717-1732.

Tropicos (2020) Tropicos.org. Missouri Botanical Garden <http://www.tropicos.org>. Fecha de consulta: 26 de septiembre de 2021.

Zhu Z, Kleinn Ch, Nölke N (2021) Assessing tree crown volume-a review. *Forestry An International Journal of Forest Research* 94: 18-35.