

# Estructura y captura de carbono de las áreas verdes urbanas de Linares, Nuevo León

Structure and carbon capture of the urban green areas of Linares, Nuevo León

Recepción del artículo: 23/03/2023 • Aceptación para publicación: 24/04/2023 • Publicación: 30/06/2023

● <https://doi.org/10.32870/ecucba.vi20.294>

Carlos Eduardo Leal-Elizondo

Eduardo Alanís-Rodríguez\*

Oscar Alberto Aguirre-Calderón

José Isidro Uvalle-Sauceda

Javier Jiménez-Pérez

Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, Nuevo León. México.

Arturo Mora-Olivo

Universidad Autónoma de Tamaulipas. Instituto de Ecología Aplicada. Cd. Victoria, Tamaulipas. México.

Nelly Anahy Leal-Elizondo

Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, Nuevo León. México.

\*Autor para correspondencia: eduardo.alanisrd@uanl.edu.mx

## Resumen

Las áreas verdes urbanas juegan un papel trascendental en las pequeñas y grandes ciudades. El objetivo del estudio fue determinar la estructura y captura de carbono del arbolado verde urbano de Linares, Nuevo León. La información se recabó en 41 áreas verdes urbanas, distribuidas en 21 plazas, 14 parques y 6 camellones, ocupando una extensión de 27.39 ha. Se registró el diámetro normal ( $d_{1.30}$ ), la altura total ( $h$ ), el diámetro de copa ( $dc_{opa}$ ). Se identificaron un total de 2,066 individuos, los cuales se ubican en 26 familias, 38 géneros y 41 especies. La familia más representada fue Fabaceae con cinco taxones seguida de Arecaceae, Fagaceae y Moraceae con tres cada una. Las especies nativas se distribuyeron en la clase de altura IV (4 – 5.99 m) con 635 individuos y en la clase diamétrica VII (24 – 27.99 cm) con 250 siendo similar a las especies introducidas en la clase de altura IV (6 – 7.99 m) con 185 pero diferente en la clase diamétrica obteniendo VIII (28 – 31.99 cm) con 99. Las especies nativas registraron 458.93 Mg de biomasa y 213.71 Mg de carbono, siendo la especie más representativa *Fraxinus berlandieriana* con 269.76 Mg y 126.79 Mg respectivamente. Las especies introducidas registraron 57.45 Mg de biomasa y 28.68 Mg de carbono, siendo la especie *Ligustrum japonicum* la más representada con 16.10 Mg y 8.05 Mg respectivamente. Se concluye que las áreas verdes urbanas de Linares, Nuevo León, obtuvieron mayor captura de carbono de las especies nativas que de las especies introducidas.

**Palabras clave:** Biomasa, nativas, introducidas, altura, clase diamétrica.

## Abstract

Urban green areas play a transcendental role in small and large cities. The objective of the study was to determine the structure and carbon sequestration of urban green trees in Linares, Nuevo León. The information was collected in 41 urban green areas, distributed in 21 squares, 14 parks and 6 ridges, occupying an area of 27.39 ha. The normal diameter ( $d_{1.30}$ ), the total height ( $h$ ), and the crown diameter ( $dc_{opa}$ ) were decreased. A total of 2,066 individuals were identified, which are located in 26 families, 38 genera and 41 species. The most represented family was Fabaceae with five taxa followed by Arecaceae, Fagaceae and Moraceae with three each. The native species were distributed in height class IV (4 – 5.99 m) with 635 individuals and in diameter class VII (24 – 27.99 cm) with 250 being similar to the species used in height class IV. (6 – 7.99 m) with 185 but different in the diameter class obtaining VIII (28 – 31.99 cm) with 99. The native species registered 458.93 Mg of biomass and 213.71 Mg of carbon, being the most representative species *Fraxinus berlandieriana* with 269.76 Mg and 126.79 Mg. The sent species registered 57.45 Mg of biomass and 28.68 Mg of carbon, being the species *Ligustrum japonicum* the most represented with 16.10 Mg and 8.05 Mg respectively. It is concluded that the urban green areas of Linares, Nuevo León, captured more carbon from native species than from discarded species.

**Keywords:** Biomass, native, introduced, height, diameter class.

## Introducción

En el último siglo, se ha presentado un crecimiento económico exponencial derivado de un rápido aumento de la población, lo que ha demandado más recursos naturales y provocado consecuencias naturales, sociales y económicas (MEA, 2005). Un ejemplo de ello ha sido la generación de los gases de efecto invernadero que contribuyen al incremento de temperatura de la superficie terrestre (CEPSA, 2015). Entre estos principales gases se encuentra el CO<sub>2</sub> que tiene su origen tanto natural como antropogénico: transporte, generación eléctrica, industria, edificación entre otras actividades humanas (Muñoz y Vásquez, 2020).

Por otro lado, el crecimiento desordenado de las zonas urbanas ha desencadenado un sinnúmero de afectaciones a sus áreas verdes, destacando la contaminación, vandalismo y la introducción de especies exóticas (Cam *et al.*, 2000). De hecho, el déficit existente en áreas verdes urbanas y la selección de especies introducidas por su porte o por lo llamativo de sus colores, ha provocado una diversidad biológica empobrecida, con poca presencia de plantas nativas (Alanís *et al.*, 2023).

A pesar de lo anterior, las áreas verdes de zonas urbanas juegan un papel fundamental ya que brindan distintos beneficios como espacios de recreación, reducción de los niveles de contaminación, disminución de la amplitud de las ondas sonoras, mejores paisajes verdes urbanos, impedimento de la erosión de suelo, captura de carbono, entre otros de igual relevancia (SMA, 2010). Aunque los paisajes naturales son distintos a los bosques urbanos, éstos últimos también presentan características similares, lo que genera efectos positivos en el estado de ánimo y la salud de la sociedad en general (Maas *et al.*, 2009). Es por esto que es muy importante conocer el estado actual y el potencial benéfico que tienen las áreas verdes en las zonas urbanas, especialmente en cuanto a su estructura, composición florística y captura de carbono.

Los estudios sobre el arbolado urbano no son muy comunes en México y particularmente en Nuevo León han sido también escasos. En la zona conurbada de la capital del estado (Monterrey) se llevó a cabo un trabajo general que destacó la importancia de densidad y distribución del arbolado

urbano (Jiménez *et al.*, 2013). Sin embargo, en ciudades más pequeñas de esta entidad como es el caso de Linares, Hualahuis y Montemorelos, se han investigado aspectos ecológicos y dasométricos de los árboles presentes (Canizales-Velázquez *et al.*, 2020; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2022). Específicamente en Linares Zamudio (2001) analizó las áreas urbanas del cuadro principal de la ciudad y sus banquetas, Alanís *et al.*, (2014) trabajaron en el Campus Universitario de la Facultad de Ciencias Forestales y Leal *et al.*, (2018) censaron los árboles ubicados en las áreas verdes de esta ciudad, determinando la estructura, composición y diversidad de las especies.

Las investigaciones realizadas en bosques urbanos indican que las masas forestales contribuyen significativamente al secuestro de carbono terrestre y estas contribuciones se suman a sus múltiples beneficios sociales, económicos, y ecológicos (Angali *et al.*, 2020). Si bien, a nivel internacional se ha cuantificado el secuestro de carbono en ecosistemas urbanos (Lal *et al.*, 2011; Velasco *et al.*, 2016; Kinnunen *et al.*, 2022), aún se desconoce muchas ciudades, como la de Linares, Nuevo León, México.

Considerando lo expuesto anteriormente, los objetivos de la presente investigación fueron: 1) evaluar la estructura arbórea mediante histogramas de alturas y diámetros para ver su conformación y rangos en los que se distribuyen, y 2) estimar la captura de carbono del arbolado urbano de espacios públicos como parques, plazas y camellones en Linares, Nuevo León, México.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El municipio de Linares está ubicado al sureste del estado de Nuevo León. Sus coordenadas geográficas corresponden a 24° 51' N y 99° 24' Oeste (INEGI, 2009) (Figura 1). Presenta un clima Semicálido-subhúmedo con temperaturas promedio de 16 a 24 °C, con una altitud aproximada de 350 m.

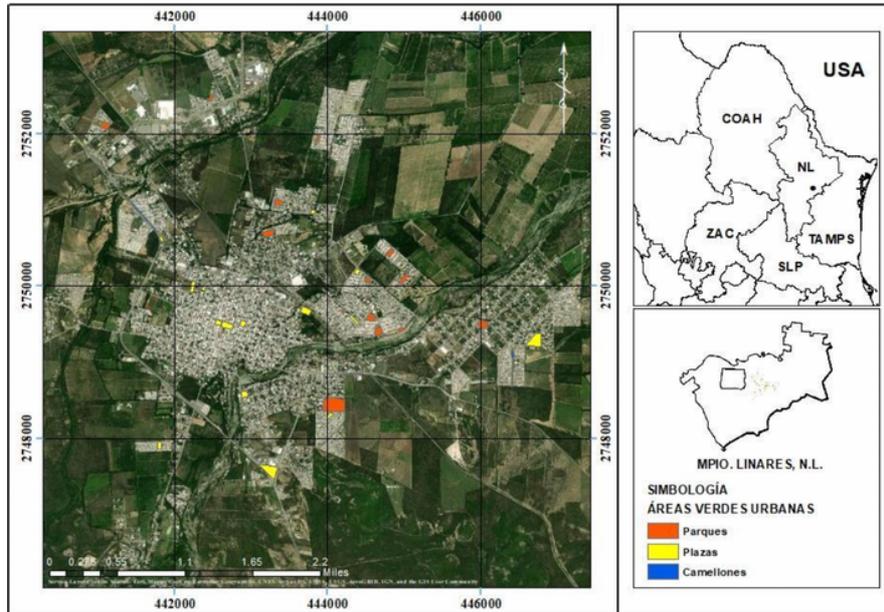


Figura 1. Ubicación del área de estudio. (Elaboración propia)

### Inventario florístico

En primavera de 2017, se evaluaron las áreas verdes urbanas de la ciudad de Linares y se censaron las especies localizadas en el área de estudio. Además, se midieron los individuos arbóreos, arbustivos y palmas, considerando las siguientes mediciones: diámetro normal ( $d_{1.30}$ ) (registrado con una forcípula HaglöfMantax Blue® 1270 mm), altura total ( $h$ ) (con un hipsómetro Suunto® PM-5-) y Se tomaron las coordenadas de las áreas verdes urbanas con un GPS eTrex20x Garmin®.

### Análisis de la Información

Con la información recabada en campo, se generaron histogramas de diámetro normal y de altura total de todas las especies y se dividieron en especies nativas e introducidas.

### Biomasa aérea viva

Para la estimación de la biomasa viva se utilizaron las siguientes fórmulas alométricas (Návar *et al.*, 2004; Návar, 2009; Návar, 2009a; Návar- Chaidez, 2010).

Para los géneros *Pinus*, *Abies*, *Pseudotsuga* y *Juniperus* se aplicaron la siguiente ecuación:

$$B = 0.1229 * D^{2.3964}$$

Para las especies latifoliadas:

$$B = 0.089 * D^{2.5226}$$

Para las palmas y yucas:

$$B = \exp \exp (0.360 + 1.218 * LN(H) + 0.325)$$

Fraxinus spp:

$$B = 0.2361 * D^{2.2187}$$

Quercus spp:

$$B = 0.1033 * D^{2.39}$$

Leucaena leucophala:

$$B = 11.6 + 131.5 * D$$

Para especies de matorral:

$$B = (0.026884 + 0.001191 * Db^2 * H + 0.044529 * Db - 0.01516 * H) + (1.025041 + 0.023663 * Db^2 * H - 0.17071 * H - 0.09615LN(H)) + (-0.43154 + 0.011037 * Db^2 * H + 0.113602 * Db + 0.307809 * LN(Db))$$

Donde:  $B$ = Biomasa total aérea (Kg),  $Db$ = diámetro normal (cm);  $H$  = altura total (m),  $LN$  = logaritmo natural.

### Contenido de carbono

La determinación de contenido de carbono se obtuvo de la relación biomasa aérea por la concentración de carbono de las diferentes especies:

$$\text{Contenido de carbono} = B * CC$$

Donde, B = biomasa aérea (peso seco de los árboles, Kg) y CC= concentración de carbono (%). La determinación de captura de carbono por hectárea se obtuvo de la relación del valor total de carbono por especie entre el total de hectáreas censadas.

$$\text{Contenido de carbono por hectárea} = \frac{\text{Valor total de carbono de una especie}}{\text{Valor de la superficie total censada}}$$

## Resultados y discusión

### Resultados

Se identificaron 41 especies pertenecientes a 39 géneros y 27 familias de plantas vasculares, sumando un total de 2,066 individuos registrados en las 41 áreas verdes urbanas (plazas, parques y camellones), las cuales suman un total de 27.39 ha. La familia más representada fue Fabaceae con cinco taxones seguida de Arecaceae, Fagaceae y Moraceae con tres, además de Bignoniaceae, Oleaceae, Pinaceae, Rutaceae y Sapindaceae con dos taxones. De los 41 taxones registrados en el estudio, 19 fueron nativas y 22 introducidas (Cuadro 1 y Cuadro 2).

Cuadro 1. Distribución de especies nativas e introducidas y número de individuos por área evaluada.

Áreas	Número de Áreas	Superficie (ha)	Número de		Especies	
			Especies	Individuos	nativas	introducidas
Plazas	21	13.22	37	1071	17	20
Parques	14	11.82	21	835	11	9
Camellones	6	2.34	9	160	4	5
Total	41	27.39	41	2066	19	22

En la Figura 2, se muestran las clases en altura de los individuos del área de estudio y su división por especies nativas e introducidas, obteniendo 1,492 y 574 individuos respectivamente. El mayor número de individuos de las especies nativas se distribuyeron en la clase de Altura IV (6 – 7.99 m) obteniendo un total de 635 individuos, siendo la especie *Fraxinus berlandieriana* la más destacada con 375, las especies introducidas tienen el mayor número de individuos en la en la clase de Altura IV (6 – 7.99 m) con un total de 185 individuos, siendo la especie *Washingtonia robusta* la más destacada con 98.

En la clase de Altura I (0 – 1.99 m), VI (10 – 11.99 m) y VII (> 12) sobresalieron las especies introducidas, siendo estas clases de alturas las únicas donde las especies introducidas tienen mayor

número de individuos, a su vez se puede observar que las especies introducidas tienen una distribución de alturas mayores que las especies nativas.

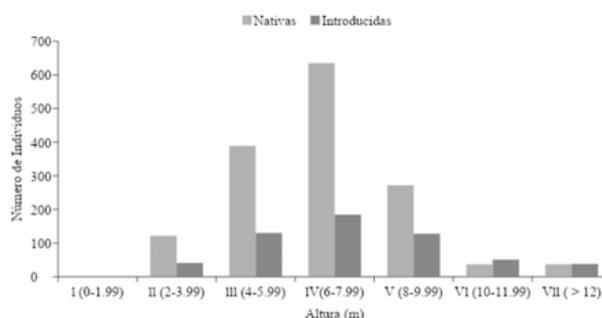


Figura 2. Clases de Alturas de todos los individuos, nativas e introducidas.

En la Figura 3, se muestran las clases diamétricas de todos los individuos del área de estudio y su división por especies nativas e introducidas, obteniendo 1,492 y 574 individuos respectivamente. Las especies nativas están representadas en la mayoría de las clases diamétricas, al contrario de las especies introducidas, las cuales obtuvieron diámetros mayores solo en las categorías X (36 – 39.99), XI (40 – 43.99) y XII (44 – 47.99). El mayor número de individuos de las especies nativas se ubicaron en la clase diamétrica VII (24 – 27.99 cm) con un total de 250 individuos, siendo la especie *Fraxinus berlandieriana* la más destacada con 172, a diferencia de la distribución de las especies introducidas donde el mayor número de individuos se distribuyeron en la clase diamétrica VIII (28 – 31.99 cm) con un total de 99 individuos, siendo la especie *Washingtonia robusta* la más destacada con 78.

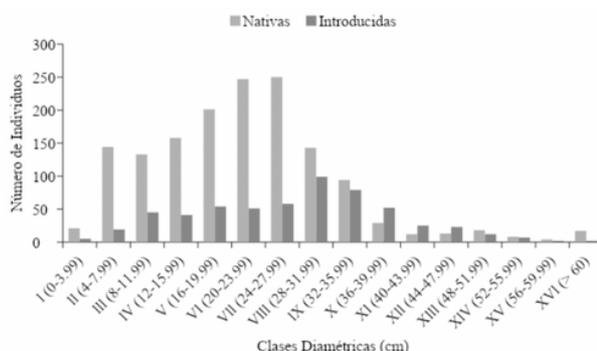


Figura 3. Clases diamétricas de los individuos (especies nativas e introducidas).

Cuadro 2. Nombre científico y común, familia, nativas (N) e introducidas (I) de las especies arbóreas registradas en el área de estudio.

Especie	Nombre común	Familia	N	I
<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	Anacahuita	Boraginaceae	•	
<i>Vitex agnus-castus</i> L.	Árbol casto	Lamiaceae		•
<i>Caesalpinia mexicana</i> A. Gray.	Árbol del potro	Caesalpinaceae	•	
<i>Helietta parvifolia</i> (Gray) Benth.	Barreta	Rutaceae	•	
<i>Melia azederach</i> L.	Canelón	Meliaceae		•
<i>Sapium sebiferum</i> (L.) Roxb.	Chainis	Euphorbiaceae		•
<i>Diospyros texana</i> Scheele.	Chapote prieto	Ebenaceae	•	
<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch.	Durazno	Rosaceae		•
<i>Pithecellobium ebano</i> (Berland.) C.H. Mull.	Ébano	Fabaceae	•	
<i>Quercus shumardii</i> Buckley.	Encino cartamus	Fagaceae	•	
<i>Quercus polymorpha</i> Schltld. & Cham.	Encino roble	Fagaceae	•	
<i>Quercus virginiana</i> Mill.	Encino siempre verde	Fagaceae	•	
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Eucalipto	Myrtaceae		•
<i>Delonix regia</i> (Bojer) Raf.	Flamboyán	Fabaceae		•
<i>Fraxinus berlandieriana</i> A. DC.	Fresno	Oleaceae	•	
<i>Punica granatum</i> L.	Granado	Lythraceae		•
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Jaboncillo	Sapindaceae	•	
<i>Koelreuteria paniculata</i> Laxm.	Jabonero Chino	Sapindaceae	•	
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don.	Jacaranda	Bignoniaceae		•
<i>Ficus microcarpa</i> L.f.	Laurel de indias	Moraceae		•
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.	Leucaena	Fabaceae		•
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	Mezquite	Fabaceae	•	
<i>Morus nigra</i> L.	Mora	Moraceae		•
<i>Fallopia japonica</i> (Houtt.) Ronse Decr.	Mora americana	Polygonaceae		•
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck.	Naranja	Rutaceae		•
<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch.	Nogal	Yuglandaceae	•	
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman.	Palma coco plumoso	Arecaceae		•
<i>Phoenix dactylifera</i> L.	Palma datilera	Arecaceae		•
<i>Yucca filifera</i> Chabaud.	Palma pita	Asparagaceae	•	
<i>Celtis laevigata</i> (Kunth) Spreng.	Palo blanco	Cannabaceae	•	
<i>Chilopsis linearis</i> (Cav.) Sweet.	Palo de rosa	Bignoniaceae		•
<i>Bauhinia variegata</i> L.	Pata de vaca	Fabaceae		•
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Pino halepensis	Pinaceae	•	
<i>Pinus pseudostrabus</i> Lindl.	Pino real	Pinaceae	•	
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi.	Pirul americano	Anacardiaceae		•
<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.	Sabino	Taxodiaceae	•	
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	Sauce	Salicaceae	•	
<i>Platanus occidentalis</i> L.	Sicomoro	Moraceae		•
<i>Thuja occidentalis</i> L.	Thuja	Cupressaceae		•
<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.	Trueno	Oleaceae	•	
<i>Washingtonia robusta</i> H. Wendl.	Washingtonia Robusta	Arecaceae		•

En el estudio, las áreas verdes urbanas fueron clasificadas en plazas, parques y camellones encontrando una diferencia en las áreas censadas, superficie y especies registradas en cada una, estos parámetros marcan una diferencia relacionada a la

cantidad de biomasa y captura de carbono expresada en Mega gramos (Mg), obteniendo una cantidad mayor de biomasa y carbono en la clasificación de plazas la cual registró más cantidad de área muestreada y especies encontradas (Cuadro 3).

Cuadro 3. Áreas de estudios (plazas, parques y camellones) superficie en ha, especies, número de individuos, biomasa y captura de carbono y captura de carbono por hectárea.

	Áreas	Superficie (ha)	Especies	Número de Individuos	Biomasa (Mg)	C. Carbono (Mg)	Captura de C (Mg ha <sup>-1</sup> )
Plazas	21	13.22	37	1071	278.85	130.65	9.883
Parques	14	11.82	21	835	184.59	87.33	7.388
Camellones	6	2.34	9	160	52.94	24.41	10.432
Total	41	27.39	41	2066	516.38	242.39	27.703

Las especies nativas suman 1,492 individuos y registraron 458.93 Mg de biomasa y 213.71 Mg de carbono capturado, a diferencia de las especies introducidas con 574 obteniendo 57.45 Mg de biomasa y 28.68 Mg de carbono capturado, dando un total de 2,066 individuos los cuales registraron 516.38 Mg de biomasa y 242.39 Mg de carbono capturado (Cuadro 4).

La especie con mayor número de individuos fue *Fraxinus berlandieriana* con 703, la cual obtuvo 269.76 Mg de biomasa y 126.79 Mg de carbono capturado siendo la especie más representativa del estudio, la especie *Quercus Virginiana* obtuvo 591 individuos de los cuales se obtuvieron 61.67 Mg de biomasa y 28.99 Mg de carbono capturado, a diferencia de *Carya illionensis* de la cual se registraron

Cuadro 4. Nombre científico, nativas (N) o introducidas (I), biomasa (Kg), captura de carbono (Kg) y captura de carbono por hectárea.

Especie	N	I	Individuos	Biomasa (Kg)	Captura de C (Kg)	Captura de C (Kg ha <sup>-1</sup> )
<i>Fraxinus berlandieriana</i>	•		703	269.76	126.79	4.629
<i>Quercus virginiana</i>	•		591	61.67	28.99	1.058
<i>Washingtonia robusta</i>		•	313	9.78	4.89	0.179
<i>Ligustrum japonicum</i>		•	96	16.10	8.05	0.294
<i>Carya illionensis</i>	•		59	106.21	47.79	1.745
<i>Quercus polymorpha</i>	•		54	4.86	2.28	0.083
<i>Thuja occidentalis</i>		•	28	1.98	0.99	0.036
<i>Phoenix dactylifera</i>		•	25	0.85	0.43	0.016
<i>Pinus pseudostrobus</i>	•		22	5.68	2.84	0.104
<i>Sapium sebiferum</i>		•	19	2.21	1.10	0.040
<i>Syagrus romanzoffiana</i>		•	19	0.26	0.13	0.005
<i>Cordia boissieri</i>	•		14	3.02	1.33	0.049
<i>Koelreuteria paniculata</i>		•	13	2.47	1.23	0.045
<i>Jacaranda mimosifolia</i>		•	12	3.63	1.81	0.066
<i>Bauhinia variegata</i>		•	11	0.82	0.41	0.015
<i>Quercus shumardii</i>	•		9	0.91	0.43	0.016
<i>Schinus terebinthifolius</i>		•	8	1.11	0.56	0.020
<i>Melia azederach</i>		•	7	1.78	0.89	0.032
<i>Fallopia japonica</i>		•	7	0.30	0.15	0.005
<i>Pithecellobium ebano</i>	•		6	1.12	0.50	0.018
<i>Diospyros texana</i>	•		6	0.10	0.05	0.002
<i>Leucaena leucocephala</i>		•	5	14.00	7.00	0.256
<i>Taxodium mucronatum</i>	•		5	2.45	1.22	0.045
<i>Salix humboldtiana</i>	•		4	0.36	0.18	0.007
<i>Yucca filifera</i>	•		4	0.10	0.04	0.001
<i>Prosopis laevigata</i>	•		3	1.18	0.53	0.019
<i>Platanus occidentalis</i>	•		3	0.34	0.17	0.006
<i>Lysiloma candidum</i>	•		3	0.24	0.11	0.004
<i>Delonix regia</i>		•	3	0.19	0.09	0.003
<i>Helietta parvifolia</i>	•		3	0.01	0.01	0.0004
<i>Eucalyptus globulus</i>		•	1	1.34	0.63	0.023
<i>Pinus halepensis</i>	•		1	0.87	0.43	0.016
<i>Vitex agnus-castus</i>		•	1	0.40	0.20	0.007
<i>Morus nigra</i>		•	1	0.14	0.07	0.003
<i>Sapindus saponaria</i>	•		1	0.06	0.03	0.001
<i>Chilopsis linearis</i>		•	1	0.04	0.02	0.001
<i>Ficus microcarpa</i>		•	1	0.02	0.01	0.0004
<i>Caesalpinia mexicana</i>	•		1	0.01	0.01	0.0004
<i>Punica granatum</i>		•	1	0.01	0.01	0.0004
<i>Citrus sinensis</i>		•	1	0.01	0.01	0.0004
<i>Prunus persica</i>		•	1	0.01	0.004	0.0001
			<b>2066</b>	<b>516.38</b>	<b>242.39</b>	<b>8.85</b>

menor número de individuos con 59 pero se registró mayor biomasa y captura de carbono obteniendo 106.21 Mg y 47.79 Mg respectivamente (Cuadro 4).

## Discusión

Los estudios sobre estructura y capacidad de captura de carbono de las áreas verdes urbanas varían de acuerdo a escalas espaciales y temporales, certidumbre de los datos recopilados, metodologías, y el análisis de la información (ecuaciones alométricas) (Domínguez, 2016).

El presente estudio se realizó en 41 áreas verdes urbanas, donde se registraron 41 especies de un total de 2,066 individuos pertenecientes a 39 géneros y 27 familias, teniendo resultados superiores a los obtenidos en los estudios realizados por Alanís *et al.* (2014); Canizales-Velázquez *et al.* (2020) y Saavedra-Romero *et al.* (2019), los cuales obtuvieron valores de 166 individuos pertenecientes a 39 especies y 19 familias en un campus universitario, se censaron 27 áreas verdes urbanas encontrando 918 individuos los cuales pertenecen a 13 especies, 11 géneros y 9 familias, en un bosque urbano la diversidad arbórea fue de 760 individuos encontrando 12 especies, 11 géneros y 10 familias respectivamente en cada estudio, a su vez Cabrera *et al.* (2019) encontraron 134 individuos arbóreos representados en 13 especies y 10 familias.

Sin embargo, presenta valores inferiores al compararlos con estudios realizados por Alanís (2005), quién obtuvo 115 especies pertenecientes a 73 géneros y 37 familias, este trabajo fue realizado en el área metropolitana de Monterrey y por Paredes (2017) quien registró 95 especies pertenecientes a 43 familias. Esto puede ser debido a que Alanís (2005) y Paredes (2017) realizaron sus estudios en ciudades con mayor población y mayor superficie de áreas verdes urbanas.

Las 41 especies registradas en el presente estudio se clasificaron en nativas e introducidas obteniendo un total de 19 y 22 respectivamente, teniendo una similitud con Canizales-Velázquez *et al.* (2020) (6 N y 7 I); Alanís (2005) (54 N y 61 I); Cabrera *et al.* (2020) (5 N y 8 I), destacando que más del 50% de especies son introducidas a diferencia de los estudios realizados por Alanís *et al.* (2014) (27 N y 12 I) y Hernández (2018) (67 N y 51 I).

La familia mejor representada en este estudio fue Fabaceae con 5 taxones seguida de Arecaceae, Fagaceae y Moraceae con tres, resultados similares a los encontrados por Alanís (2005); Alanís *et al.* (2014); Canizales-Velázquez *et al.* (2020); Paredes (2017); pero muy diferentes al estudio realizado por Saavedra-Romero *et al.* (2019), donde se destacaron las familias Casuarinaceae, Cupressaceae, Myrtaceae y Proteaceae.

El estudio se realizó en 27.39 ha (41 áreas verdes), superficie superior a la muestreada en las investigaciones realizadas por Canizales-Velázquez *et al.* (2020) con 27 áreas verdes dando un total de 4.71 ha, Alanís *et al.* (2014) censaron un campus universitario con una superficie de 0.8 ha y Cabrera *et al.* (2020) con 10 áreas verdes dando un total de 1.64 ha. Sin embargo, la superficie muestreada fue inferior comparándola con Saavedra-Romero *et al.* (2019), quienes realizaron su estudio en un bosque urbano con una superficie de 114 ha y Alanís-Flores (2005) realizó su estudio en el área conurbada metropolitana de Monterrey con una extensión de 57,282 ha. Las superficies de áreas verdes urbanas están relacionadas al tamaño de la ciudad, en ciudades con una superficie pequeña tienen menor área verde urbana.

El presente estudio registró un mayor número de individuos en la clase diamétrica VII (24 – 27.9 cm) y la clase de altura IV (6 – 7.99 m), presentando un arbolado joven con diámetros más ensanchados tras el distanciamiento irregular entre los individuos en las áreas verdes urbanas. Estos valores son mayores al estudio realizado por Saavedra-Romero *et al.*, (2019) en la ciudad de México, en el cual presenta un arbolado más joven, en el que se destacan diámetros de 7.6 – 15.1 cm y alturas de 5.1 – 10 m. Cordoncillo (2013) y Martínez-Trinidad *et al.*, (2021) presentaron similitud en sus estudios reflejando arbolado joven, teniendo promedios en alturas de los 8 a los 12 m y diámetros de 15.2 a 30 cm teniendo alturas diferentes a este estudio, pero similitud en los diámetros registrados. Muñoz y Vásquez (2020) establecieron rangos amplios de categorías diamétricas dependientes de la estructura y composición de especies presentes en el área de estudio, destacando un rango muy amplio en el cual se encuentran la mayoría de los individuos censados, compuesto en su mayoría por arboles jóvenes cuyo crecimiento y capacidad de captura de carbono se encuentra en desarrollo.

La captura de carbono puede cambiar de acuerdo a la cantidad de individuos, a la biomasa presente y a su diámetro a la altura del pecho (*DAP*) (Domínguez, 2016). Conforme a la biomasa y captura de carbono se registraron valores de 516.38 Mg y 243.39 Mg respectivamente, obteniendo valores mayores a los de Farinango (2020) el cual reportó valores más bajos por el censo de 1,222 individuos arbóreos presentando valores de 319.94 Mg de biomasa y 159.97 Mg de carbono, Chaparro y Terradas (2009) censaron 194,340 individuos arbóreos en la zona Urbana de Barcelona reportando 26,873 Mg de carbono, presentando incremento por los individuos arbóreos censados, Santoyo-Gómez *et al.*, (2014) reportaron 79,180.9 Mg de carbono con un censo de 1,945 individuos arbóreos, teniendo una gran diferencia a los datos obtenidos en este estudio, esto ocurre por la diferencia del *DAP* en los individuos dado que Nowak (1994) refiere que los árboles con un *DAP* superior a los 77 cm almacenan 1,000 veces más que los individuos con un *DAP* inferior a los 7 cm; López- López *et al.*, (2018) registró 24,217 Mg de biomasa y 11,226 Mg de carbono con un censo de 14,223 individuos arbóreos teniendo valores altos por el número de individuos y la clasificación del *DAP* en la cual se tomaron en cuenta individuos con diámetros de 12.6 a 69 cm. Acorde a los estudios antes mencionados se destaca que los árboles con mayor captación de carbono se encuentran en categorías de 18 – 48 cm (transición de joven a adulto).

El presente estudio registró 8.85 Mg C ha<sup>-1</sup> teniendo diferencia con el estudio realizado por Martínez-Trinidad *et al.*, (2021) el cual obtuvo 28.85 Mg C ha<sup>-1</sup> teniendo un valor mayor, no obstante, la diferencia se debe al número de individuos arbóreos de 391 censados y la superficie muestreada siendo estos factores los principales para tener esa diferencia en el incremento de captura de carbono. Los valores documentados por Santoyo-Gómez *et al.*, (2014) fueron más altos obteniendo 64 Mg C ha<sup>-1</sup> siendo la Delegación Miguel Hidalgo un gran reservorio de carbono, de igual forma la primera sección del Bosque de Chapultepec con 61.68 Mg C ha<sup>-1</sup> demostrado en la investigación realizada por López- López *et al.*, (2018). Los valores reportados por estos autores son mayores a los del presente estudio, debido a esos

bosques urbanos se encuentran conformados por árboles de mayores dimensiones, debido a su mejor gestión y a las características climáticas favorables de estas localidades.

## Conclusiones

El presente estudio reveló que el número de individuos en las áreas verdes urbanas fue de 2,066 en una superficie de 27.39 ha, los cuales se clasificaron en categorías según los parámetros ecológicos de altura y diámetro, obteniendo con ello un panorama de la estructura del arbolado verde urbano. La mayoría de los árboles son jóvenes, ya que presentaron un *DAP* menor a 30 cm lo que es positivo ya que señala el potencial de almacenamiento y captura durante lo que le resta de su periodo de vida.

Las áreas verdes urbanas de Linares, Nuevo León, se caracterizan por contar con 19 especies nativas representadas con 1,492 individuos las cuales obtuvieron los valores más altos de biomasa y captura de carbono obteniendo 458.38 Mg y 213.71 Mg. Las especies nativas que más capturaron carbono fueron *Fraxinus berlandieriana*, *Carya illionensis*, *Quercus virginiana* y por otro lado las introducidas fueron *Ligustrum japonicum*, *Leucaena leucocephala* y *Washingtonia robusta*.

## Recomendaciones

Se debe dar especial interés en aumentar el porcentaje de áreas verdes urbanas con árboles de crecimiento intermedio para potencializar su tiempo de vida y asegurar una mayor captación de carbono. Además, es importante seleccionar especies nativas las cuales no necesitan un mantenimiento mayor, reduciendo al mínimo las necesidades de poda y consigo la liberación de carbono.

Así mismo, se debe procurar mantener árboles maduros y de gran tamaño (*DAP* mayor a 30 cm) ya que almacenan gran cantidad de carbono en su biomasa ya que proveen diversos servicios ambientales.

## Literatura citada

- Alanís, G. (2005). El arbolado metropolitano de Monterrey. *Ciencia UANL*, VIII(1), 20–32.
- Alanís, E., J. Jiménez, A. Mora, P. A. Canizales., y L. Rocha. (2014). Estructura y composición del arbolado urbano de un campus universitario del noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1 (7) .93-101. Retrieved from <http://www.reibci.org/publicados/2014/diciembre/0700111.pdf>
- Alanís-Rodríguez, E., A. Mora-Olivo, V. M. Molina-Guerra, H. Gárate-Escamilla., y J. A. Sigala (2022). Caracterización del arbolado urbano del centro de Hualahuis, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 13 (73) 29-49. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i73.1271>
- Alanís-Rodríguez, E., A. Mora-Olivo, J. Jiménez-Pérez., y G. Cuéllar-Rodríguez. (2023). Uso de árboles nativos en áreas verdes urbanas: tendencias en el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 14 (76) 4-21. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v14i76.1314>
- Anjali, K., Y.S.C Khuman., y J. Sokhi. (2020). A Review of the interrelations of terrestrial carbon sequestration and urban forests. *AIMS Environmental Science*, 7(6), 464-485. <https://doi.org/10.3934/environsci.2020030>
- Cabrera, C. A., C.J Ponce, C. Cantos, J.J Morán., y R.P. Cabrera. (2020). Áreas verdes y arbolado en la zona urbana del cantón Jipijapa. *Revista Ciencia y Tecnología*, 13(2), 47-53. doi: <https://doi.org/10.18779/cyt.v13i2.392>
- Cam, E., J. Nichols, J. Sauer, J. Hines., y C. Flather. (2000). Relative species richness and community completeness birds and urbanization in the mid - atlantic states. *Ecological Applications* 10 (4): 1196-1210. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1196:RSRACC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1196:RSRACC]2.0.CO;2)
- Canizales-Velázquez, P. A., E. Alanís-Rodríguez, V.A. Holguín-Estrada, S. García-García., y A.C. Chávez-Costa. (2020). Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 11(62), 111-135. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i62.768>
- CEPSA, D. (2015). El cambio climático y los gases de efecto invernadero. Dossier CEPSA Dirección de Comunicación CEPSA, 14. Retrieved from [https://www.cepsa.com/stfls/CepsaCom/Coop\\_Comp/MedioAmbiente\\_Seguridad\\_Calidad/Articulos/Dossier-Cambio-Climatico-y-GEL.pdf](https://www.cepsa.com/stfls/CepsaCom/Coop_Comp/MedioAmbiente_Seguridad_Calidad/Articulos/Dossier-Cambio-Climatico-y-GEL.pdf)
- Chaparro L., y J. Terradas. (2009). Ecological services of urban forest in Barcelona. CREAM. España. 96 pp.
- Cordoncillo Urbina, M. D. C. (2013). *Caracterización florística y condición actual del arbolado urbano del parque Luis Alfonso Velásquez Flores de la ciudad de Managua*. Doctoral dissertation, Universidad Nacional Agraria, UNA. <https://repositorio.una.edu.ni/2775/1/tnk10c796.pdf>
- Domínguez, A. Y. M., (2016). *Estimaciones de captura de los parques y emisiones de CO2 vehicular en Tijuana, B.C.* Tesis para obtener el grado de maestra en Administración Integral del Ambiente. México. 110 pp. <https://colef.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1014/198/1/TESIS%20-%20Dom%20C3%ADnguez%20Madrid%20Ana%20Yurendy.pdf>
- Farinango Carlosama, J. N. (2020). *Estimación de la captura de carbono del arbolado urbano en la cabecera cantonal de Otavalo, provincia de Imbabura*. Tesis de Ingeniero Forestal. <http://repositorio.utn.edu.ec/bitstream/123456789/10395/2/03%20FOR%20307%20TESIS.pdf>
- Hernández Anaya, M. (2018). *Diversidad, estructura y captura de CO2 de la flora urbana del municipio de Galeras*. Departamento de Sucre, Colombia. Universidad de Sucre. Sincelejo, Colombia. 108 pp. <https://repositorio.unisucra.edu.co/bitstream/handle/001/614/T639.99%20H557.pdf?sequence=1>
- INEGI. (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos*. Página Web del Instituto Nacional de Estadística, Geográfica e Información: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datosgeograficos/19/19033.pdf>.

- Jiménez J, P., R. G. Cuéllar., y G.E. Treviño. (2013). *Áreas Verdes del Municipio de Monterrey. Estudio de Áreas Verdes del Municipio de Monterrey*, Reporte Técnico. 21 pp. <https://portal.monterrey.gob.mx/transparencia/areaverdesmty.pdf>
- Kinnunen, A., I. Talvitie, J. Ottelin, J. Heinonen., y S. Junnila. (2022). Carbon sequestration and storage potential of urban residential environment—A review. *Sustainable Cities and Society*, 104027. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.104027>.
- Lal, R., y Augustin, B. (Eds.). (2011). Carbon sequestration in urban ecosystems. *Springer Science & Business Media*.
- Leal, C. E., N. Leal, E. Alanís, M. A. Pequeño, A. Mora-Olivo., y E. Buendía. (2018). Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(48): 252-270. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.129>
- López-López, S. F., T. Martínez-Trinidad, H. M. Benavides-Meza, M. García- Nieto., y G. Ángeles-Pérez. (2018). Reservorios de biomasa y carbono en el arbolado de la primera sección del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México. *Madera y Bosque*, 24 (3): 1-14. [doi.org/10.21829/myb.2018.2431620](https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431620)
- Maas, J., ME. Sonja, D. V, A. Robert, V., y P.P. Groenewegen. (2009). Social contacts as a mechanism behind the relation between green space and health. *Health and Place* 15, 586-595. <http://dx.doi.org/10.1016/j.healthplace.2008.09.006>
- Martínez-Trinidad, T., López, P. H., López-López, S. F., y Caballero, L. M. (2021). Diversidad, estructura y servicios ecosistémicos del arbolado en cuatro parques de Texcoco mediante i-Tree Eco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(67). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.880>
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. MEA. Island Press. Washington, D.C.
- Muñoz Tello, M. E., y E. G. Vásquez Córdova. (2020). *Estimaciones del potencial de captura de carbono en los parques urbanos y emisiones de CO2 vehicular en Cuenca, Ecuador*. Tesis de Licenciatura. Universidad Politécnica Salesiana. Cuenca, Ecuador. 148 pp. <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/18390>
- Návar, J. (2009). Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management*, doi: 10.1016/j.foreco. 2008.09.028. 257:427-434.
- Návar, J. (2009a). Biomass component equations for Latin American species and groups of species. *Annals of Forest Science* 66:208-216. <https://doi.org/10.1051/forest/2009001>
- Návar, J., E. Mendez, J. Graciano, V. Dale., y B. Parresol. (2004). Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Journal of Arid Environments*, 59(4):657-674. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.02.010>
- Návar-Chaídez, J. D. J. (2010). Los bosques templados del estado de Nuevo León: el manejo sustentable para bienes y servicios ambientales. *Madera y Bosque*, 16(1), 51-69. <https://doi.org/10.21829/myb.2010.1611179>
- Nowak, D. J. (1994). *Atmospheric dioxide carbon reduction by Chicago's urban forest*. En E. G. McPherson, D. J. Nowak, & R. A. Rowntree, (Eds.), *Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. (General Technical Report NE-186). EE. UU.: USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. [https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=MYR5b-eFK6wC&oi=fnd&pg=PR3&dq=Nowak,+D.+J.+ \(1994\).+Atmospheric+dioxide+carbon+reduction+by+Chicago%2%B4s+urban+forest.+En+E.+G.+McPherson,+D.+J.+Nowak,+%26+R.+A.+Rowntree,+ \(Eds.\),+Chicago%2%B4s+urban+forest+ecosystem:+results+of+the+Chicago+Urban+Forest+Climate+Project.+ \(General+Technical+Repo&ots=65TozbWfm6&sig=jvy3he4WVT1vlqHKVJ7EFtLMM54#v=onepage&q&f=false](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=MYR5b-eFK6wC&oi=fnd&pg=PR3&dq=Nowak,+D.+J.+ (1994).+Atmospheric+dioxide+carbon+reduction+by+Chicago%2%B4s+urban+forest.+En+E.+G.+McPherson,+D.+J.+Nowak,+%26+R.+A.+Rowntree,+ (Eds.),+Chicago%2%B4s+urban+forest+ecosystem:+results+of+the+Chicago+Urban+Forest+Climate+Project.+ (General+Technical+Repo&ots=65TozbWfm6&sig=jvy3he4WVT1vlqHKVJ7EFtLMM54#v=onepage&q&f=false)

- Paredes, E. C. (2017). Composición y características del arbolado del reparto Hermanos Cruz. *Ciencias Forestales y Ambientales*. (2), pp. 174–180. <http://cifam.upr.edu.cu/index.php/cifam/article/view/98>
- Saavedra-Romero, L. D. L., P. Hernández-de la Rosa, D. Alvarado-Rosales, T. Martínez-Trinidad., y J. Villa-Castillo. (2019). Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la Ciudad de México. *Polibotánica*, (47), 25-37. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.47.3>
- Santoyo-Gómez, G. H., F. Rojas-García., y H. M. Benavidez-Meza. (2014). Contenido de Carbono en el bosque urbano de la Ciudad de México: Delegación Miguel Hidalgo. En Paz P. F. y J. Wong G. *Estado actual del conocimiento del ciclo del Carbono y sus interacciones en México: síntesis a 2014. Programa Mexicano del Carbono. México*. pp. 208-214.
- Secretaría del Medio Ambiente de México . (2010). El portal de áreas verdes urbanas de la secretaria del medio ambiente. Internet: <http://www.sma.df.gob.mx/avu/>
- Velasco, E., M. Roth, L. Norford., y L.T. Molina. (2016). Does urban vegetation enhance carbon sequestration? *Landscape and urban planning*, 148, 99-107. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.12.003>
- Zamudio, E. (2001). *Análisis del comportamiento del arbolado urbano público durante el periodo de 1995 a 1999 en la ciudad de Linares, Nuevo León*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México. 109 pp.