DOI: 10.29298/rmcf.v17i98.1671

Artículo de investigación

Servicios ecosistémicos del arbolado urbano en dos parques de Guadalajara, Jalisco

Ecosystem services of urban trees in two parks in *Guadalajara*, *Jalisco* state

Efrén Hernández-Alvarez[1], Bayron Alexander Ruiz-Blandon[2]*, Mario Alberto Hernández-Tovar[3], Rosario Marilu Bernaola-Paucar[4]

Fecha de recepción/Reception date: 5 de abril de 2026.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 12 de agosto de 2026.

[1]Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Departamento de Producción Forestal. México.

[2]Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México.

[3]Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Departamento de Madera, Celulosa y Papel. México.

[4]Escuela Profesional de Ingeniería Agroindustrial, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma Altoandina de Tarma. Perú.

*Autor por correspondencia; correo-e: ruiz.bayron@inifap.gob.mx

*Corresponding author; e-mail: ruiz.bayron@inifap.gob.mx

Resumen

El arbolado urbano es parte de la infraestructura verde y genera servicios ecosistémicos que dependen de su estructura, composición, manejo y desarrollo. Al respecto, en el presente estudio se compara la composición florística, estructura arbórea y el carbono aéreo almacenado en los parques Metropolitano de Zapopan y Luis Quintanar, Guadalajara, Jalisco, México. Se analizó una submuestra aleatoria equivalente a 50 % de los individuos registrados en cada sitio, integrada por 329 árboles en el primer parque y 509 en el segundo. Se determinaron la riqueza taxonómica, abundancia relativa, origen de las especies y los índices de *Shannon*, *Simpson* y *Pielou*. La estructura se caracterizó con el diámetro a la altura del pecho, altura total, diámetro de copa, área basal y área de copa. La biomasa aérea se estimó con una ecuación alométrica basada en el diámetro y el carbono aéreo mediante una fracción de 0.47. El Parque Metropolitano de Zapopan presentó 35 especies, 23 géneros, 14 familias, mayor proporción de especies nativas y diversidad de *Shannon* alta. El Parque Luis Quintanar registró 18 taxa, 18 géneros y 13 familias, además predominaron individuos con más desarrollo estructural. En este sitio, el diámetro, la altura, área basal, biomasa aérea y el carbono aéreo fueron significativamente superiores. El carbono almacenado alcanzó 2.88 Mg C ha^{-1} en el parque Luis Quintanar y 0.80 Mg C ha^{-1} en el Metropolitano de Zapopan. Los resultados evidencian que la diversidad florística y el desarrollo estructural representan componentes complementarios para evaluar los servicios ecosistémicos del arbolado urbano.

Palabras clave: Biomasa aérea, carbono aéreo, diversidad florística, especies nativas, estructura arbórea, paisaje urbano.

Abstract

Urban trees are part of the green infrastructure and provide ecosystem services that depend on their structure, composition, management, and development. In this regard, this study compares the floristic composition, tree structure and stored aboveground carbon in the *Zapopan* Metropolitan Park and the *Luis Quintanar* Park in *Guadalajara*, *Jalisco*, Mexico. A random subsample equivalent to 50 % of the individuals at each site was analyzed, consisting of 329 trees in the former park and 509 in the latter. The taxonomic richness, relative abundance, species origin, and Shannon, Simpson and Pielou indexes were determined. The structure was characterized by diameter at breast height, total height, crown diameter, basal area and crown area. The aboveground biomass was estimated using an allometric equation based on the diameter, and the aboveground carbon was estimated using a fraction of 0.47. The *Zapopan* Metropolitan Park featured 35 species, 23 genera and 14 families, with a higher proportion of native species and a high Shannon diversity index. The *Luis Quintanar* Park recorded 18 taxa, 18 genera, and 13 families; in addition, individuals with greater structural development predominated. At this site, the diameter, height, basal area, aboveground biomass and aboveground carbon were significantly higher. The stored carbon reached 2.88 Mg C ha^{-1} in the *Luis Quintanar* Park and 0.80 Mg C ha^{-1} in the *Zapopan* Metropolitan Park. Results show that the floristic diversity and the structural development are complementary components for assessing the ecosystem services provided by urban trees.

Keywords: Aboveground biomass, aboveground carbon, plant diversity, native species, tree structure, urban landscape.

Introducción

El arbolado urbano forma parte de la infraestructura verde y aporta servicios ecosistémicos con relevancia ambiental y social, entre ellos la regulación microclimática, la captura de contaminantes, el almacenamiento de carbono, la provisión de sombra y la mejora de las condiciones de bienestar y recreación de la población (Moreno et al., 2024; Ortega-Álvarez et al., 2011). Su evaluación incorpora variables dendrométricas y atributos funcionales que permiten caracterizar la estructura del arbolado, además de estimar la biomasa y el carbono almacenado (Sharma et al., 2025). En este contexto, el almacenamiento de carbono ocupa un lugar central por su relación con la mitigación del cambio climático y la planeación de ciudades más resilientes (McPherson et al., 2013). Su magnitud depende del diámetro a la altura del pecho (*DAP*), la altura total, el tamaño de copa y la composición de especies (Kim et al., 2024; Pretzsch et al., 2015).

Los parques urbanos y metropolitanos son adecuados para este tipo de análisis, porque concentran una parte importante de la vegetación arbórea y expresan diferencias de manejo, composición y desarrollo estructural dentro de una misma matriz urbana (Nero et al., 2024). En México, Martínez-Trinidad et al. (2021) mostraron en Texcoco que el estudio del arbolado permite describir estructura, diversidad y servicios ecosistémicos con utilidad para su gestión; mientras que García-Valencia et al. (2025) señalaron en Xalapa que la composición y condición de los árboles influyen en la provisión de los servicios ecosistémicos. A pesar de ello, siguen siendo menos frecuentes los estudios comparativos entre parques metropolitanos de una región urbana bajo un mismo criterio analítico (Leal-Elizondo et al., 2018). En este contexto, el objetivo del presente estudio fue comparar la composición florística, la estructura arbórea y el carbono aéreo almacenado en los parques Metropolitano de Zapopan y el Luis Quintanar, Guadalajara, Jalisco, México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en dos parques del Área Metropolitana de Guadalajara, Jalisco: el Parque Metropolitano de Zapopan (PMZ) y el Parque Luis Quintanar (PLQ). Para el análisis se consideró 50 % de la superficie total de cada área verde, equivalente a 50 ha en el PMZ y 46 ha en el PLQ. Las coordenadas centrales aproximadas fueron 20.67° N y 103.44° O para el PMZ, y 20.67° N y 103.27° O para el PLQ. El PMZ se localiza en el municipio Zapopan y el PLQ en Guadalajara (Figura 1). En ambos municipios predomina el clima semicálido subhúmedo con lluvias en verano, de humedad media;

en Zapopan también se presentan, de forma local, condiciones cálidas subhúmedas de menor humedad y templadas subhúmedas de mayor humedad, asociadas con la variación topográfica municipal (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI], 2010a, 2010b).

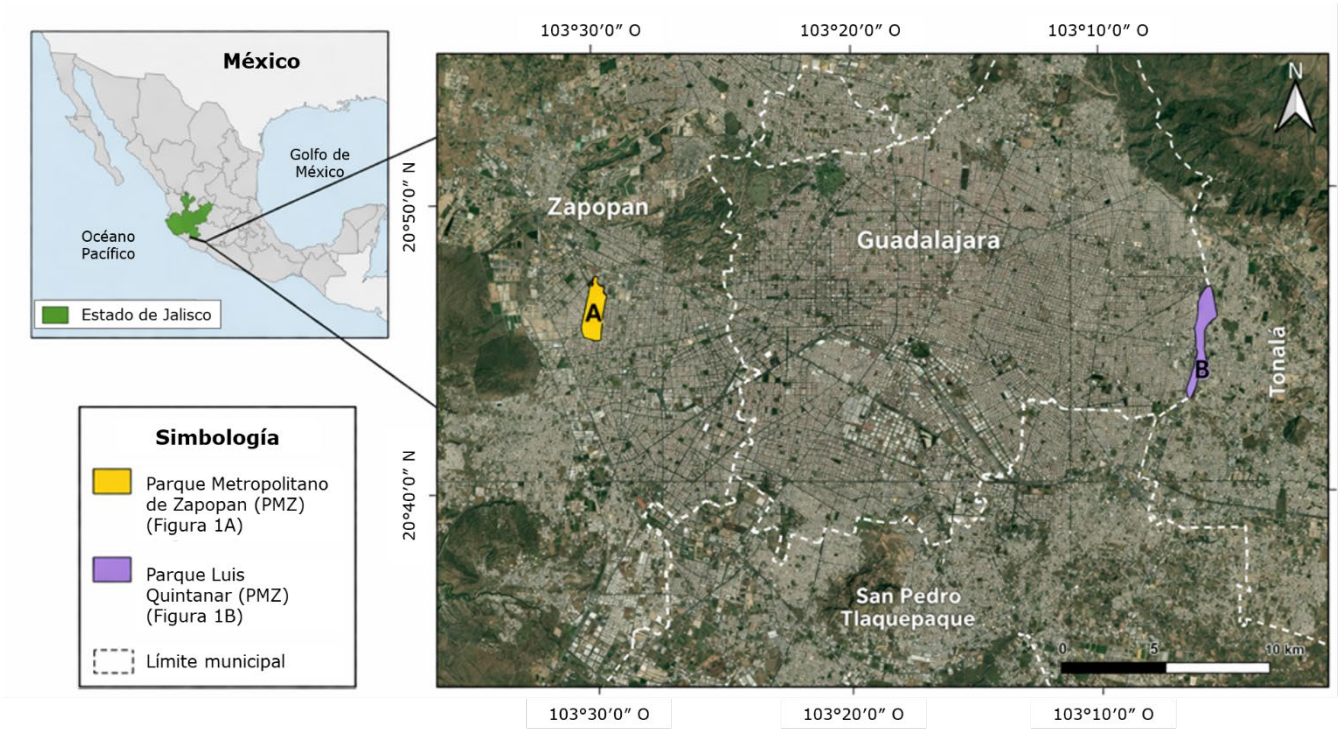


Figura 1. Ubicación de los parques analizados en el Área Metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México.

Diseño de muestreo y selección de individuos

Se inventarió la vegetación arbórea presente en 50 % de la superficie total de cada parque, equivalente a 50 ha en el PMZ y 46 ha en el PLQ. En cada individuo se registraron las variables dasométricas correspondientes. Debido a que los parques presentaron diferencias en el número de árboles registrados, se utilizó una misma fracción de muestreo para mantener una intensidad de selección comparable entre sitios y evitar que el parque con mayor abundancia tuviera una representación desproporcionada en los análisis. Por ello, se seleccionó de forma aleatoria y reproducible 50 % de los individuos inventariados en cada parque. La base analítica quedó integrada por 329 individuos en el PMZ y 509 en el PLQ (Chao et al., 2014).

Medición de variables dasométricas

En cada individuo se registró el diámetro a la altura del pecho (*DAP*), la altura total (*H*) y el diámetro de copa, debido a que estas variables permiten describir el tamaño, el desarrollo vertical y la expansión del dosel en estudios de vegetación arbórea urbana (Avery & Burkhart, 2015; Burkhart & Tomé, 2012). El *DAP* se midió a 1.30 m sobre el nivel del suelo con una cinta diamétrica *Forestry Suppliers*® modelo 283D. Cuando la bifurcación ocurrió por debajo de esa altura, cada fuste se consideró un individuo independiente; cuando se presentó por encima, se registró como un solo árbol. En presencia de abultamientos o deformaciones a 1.30 m, la medición se realizó inmediatamente por encima de la irregularidad (Cruz-de León & Cruz-de León, 2006). La *H* se determinó con un hipsómetro *Haga*® modelo HS080, desde una distancia horizontal adecuada respecto al árbol. El diámetro de copa se registró en metros con una cinta métrica *Truper*® modelo TFC-50ME, mediante una medición horizontal de la proyección del dosel.

Depuración taxonómica y variables analizadas

La base de datos se revisó para detectar registros incompletos, errores ortográficos en nombres científicos, abreviaturas inconsistentes y categorías taxonómicas ambiguas. Los nombres de familia, género y especie se homogenizaron y verificaron en *World Flora Online* (WFO, 2026), con el propósito de evitar sobreestimaciones de riqueza y mejorar la consistencia de los resultados florísticos (Saavedra-Romero et al., 2019). Después de la revisión taxonómica, se verificó la coherencia numérica de las variables dasométricas y se conservaron únicamente los registros útiles para los análisis posteriores. Las variables originales consideradas fueron familia, género, especie, origen, *DAP*, *H* y diámetro de copa.

Atributos estructurales del arbolado

La caracterización estructural se realizó con base en el *DAP*, *H* y el diámetro de copa, ya que estas variables permiten describir el tamaño de los árboles, la ocupación del espacio y la organización del dosel en parques urbanos (Amer et al., 2023; Morgenroth et al., 2020). A partir del *DAP* se calculó el área basal individual (Ecuación 1), mientras que el área de copa se estimó a partir del diámetro de copa (Ecuación 2) (Avery & Burkhart, 2015; Pretzsch et al., 2015).

$$AB = \frac{(\pi \times DAP^2)}{40\,000} \quad (1)$$

Donde:

AB = Área basal individual (m^2)

DAP = Diámetro a la altura del pecho (cm)

π = 3.1416

$$AC = \frac{(A=\pi \times DC^2)}{4} \quad (2)$$

Donde:

AC = Área de copa (m^2)

DC = Diámetro de copa (m)

π = 3.1416

Las variables estructurales se resumieron mediante medias y error estándar por parque. Además, la distribución de los individuos se representó mediante clases diamétricas y de altura, con el fin de reconocer diferencias en la organización estructural entre sitios (Bidolakh et al., 2023; Morgenroth et al., 2020).

Composición florística y diversidad del arbolado

La composición florística se describió a partir del número de familias, géneros y especies registradas en el PMZ y el PLQ, así como de la abundancia absoluta y relativa de los taxones presentes. Este procedimiento permitió identificar los grupos dominantes y aportar elementos para interpretar su relación con el desarrollo estructural y el almacenamiento de carbono (Leal Elizondo et al., 2018; Ortega-Álvarez et al., 2011). La diversidad alfa se evaluó en función de la riqueza de especies (*S*), el Índice de *Shannon* (*H'*) (Ecuación 3), el Índice de *Simpson* (*1−D*) (Ecuación 4) y la equidad de *Pielou* (*J'*) (Ecuación 5), debido a que con estos indicadores es factible analizar riqueza, dominancia y uniformidad de manera complementaria (Chao et al., 2014; Magurran, 2004).

$$H' = -\Sigma\, pi\, ln(pi) \qquad (3)$$

Donde:

H' = Índice de *Shannon*

ln = Logaritmo natural

pi = Proporción de individuos de la especie *i*

$$1 - D = 1 - \Sigma\, pi^2 \qquad (4)$$

Donde:

1−D = Índice de *Simpson*

pi = Proporción de individuos de la especie *i*

$$J' = \frac{H'}{ln(S)} \quad (5)$$

Donde:

J′ = Índice de equidad de *Pielou*

H′ = Índice de *Shannon*

S = Número de especies

De manera complementaria, las especies se clasificaron según su origen en nativas e introducidas, ya que ese atributo aporta elementos útiles para la interpretación ecológica del conjunto arbóreo y para la discusión de su manejo en espacios urbanos (Castro-Díez et al., 2019; Sjöman et al., 2015).

Estimación de biomasa y carbono almacenado

La biomasa aérea se estimó mediante una ecuación alométrica general para árboles tropicales basada en el *DAP*, ya que la base disponible no incluye de forma homogénea información de densidad básica de la madera ni altura ajustada para todos los individuos. Bajo estas condiciones, el uso de un modelo general (Ecuación 6) permitió mantener un criterio uniforme entre parques (Chave et al., 2014).

$$AGB = exp^{(-2.134 + 2.530 \times ln\, DAP)} \quad (6)$$

Donde:

AGB = Biomasa aérea (kg árbol^{-1})

exp = Base del logaritmo natural

ln = Logaritmo natural

DAP = Diámetro a la altura del pecho (cm)

El carbono aéreo se obtuvo a partir de la biomasa aérea estimada (Ecuación 7), mediante una fracción de carbono de 0.47 (Nowak & Crane, 2002).

$$CA = AGB \times 0.47 \qquad (7)$$

Donde:

CA = Carbono aéreo almacenado (kg C árbol^{-1})

AGB = Biomasa aérea (kg árbol^{-1})

0.47 = Fracción de carbono de la biomasa seca

Los valores individuales de biomasa y carbono aéreo se integraron por parque y superficie para comparar sus contribuciones ecosistémicas (McPherson et al., 2013).

Análisis estadístico

La composición florística del PMZ y el PLQ se describió mediante riqueza de familias, géneros y especies, así como abundancia absoluta y relativa de los taxones registrados (Saavedra-Romero et al., 2019). La diversidad alfa se evaluó con los índices de *Shannon*, *Simpson* y *Pielou* (Chao et al., 2014; Magurran, 2004). La diferencia entre los índices de *Shannon* de ambos parques se evaluó mediante la prueba *t* de *Hutcheson*. Para las variables estructurales y funcionales (*DAP*, altura total, diámetro de copa, área basal, área de copa, biomasa aérea y carbono aéreo) se calcularon medias y error estándar por parque. La normalidad se evaluó mediante la prueba de *Shapiro-Wilk* y la homogeneidad de varianzas con la prueba de *Levene*. El *DAP*, la altura total, el diámetro de copa, el área basal, el área de copa, la biomasa

aérea y el carbono aéreo no cumplieron estos supuestos ($p<0.05$); por ello, las diferencias entre parques se evaluaron mediante la prueba de *Mann-Whitney* (Mann & Whitney, 1947). Los procedimientos estadísticos se realizaron con el programa *SAS* versión 9.4 (SAS Institute Inc., 2017).

Resultados y Discusión

Composición florística, riqueza y diversidad vegetal

En total se identificaron 48 especies distribuidas en 15 familias. En el PMZ predominaron taxa pertenecientes a Pinaceae, Fabaceae y Fagaceae, mientras que en el PLQ tuvieron mayor representación Fabaceae, Bignoniaceae, Casuarinaceae, Oleaceae y Salicaceae. Este patrón refleja dos conjuntos florísticos claramente distintos dentro del mismo contexto metropolitano (Cuadro 1).

Cuadro 1. Composición florística registrada en PMZ y PLQ.

Familia	Nombre científico	PLQ (n)	PMZ (n)	Total (n)
Altingiaceae	Liquidambar styraciflua L.	-	3	3
Anacardiaceae	Schinus molle L.	6	-	6
Bignoniaceae	Jacaranda mimosifolia D. Don	95	4	99
	Tabebuia rosea (Bertol.) DC.	-	3	3
	Tecoma stans (L.) Juss.	-	4	4
Burseraceae	Bursera copallifera (Moc. & Sessé ex DC.) Bullock	-	1	1

	Bursera fagaroides (Kunth) Engl.	2	4	6
	Bursera multijuga Engl.	-	1	1
	Bursera palmeri S. Watson	-	7	7
	Bursera simaruba (L.) Sarg.	5	-	5
Casuarinaceae	Casuarina equisetifolia L.	62	-	62
Cordiaceae	Cordia seleriana Fernald	-	10	10
Cupressaceae	Hesperocyparis lusitanica (Mill.) Bartel	2	7	9
	Cupressus sempervirens L.	-	2	2
	Taxodium mucronatum Ten.	13	-	13
Fabaceae	Acrocarpus fraxinifolius Wight & Arn.	1	1	2
	Bauhinia divaricata L.	119	-	119
	Caesalpinia pulcherrima (L.) Sw.	5	-	5
	Delonix regia (Bojer ex Hook.) Raf.	-	10	10
	Erythrina americana Mill.	-	4	4
	Inga latifolia (L.) Willd. (sinonimia de Zygia latifolia (L.) Fawc. & Rendle)	-	3	3
	Leucaena esculenta (Moc. & Sessé ex DC.) Benth.	-	1	1
	Leucaena leucocephala (Lam.) de Wit	-	13	13
	Lysiloma divaricatum (Jacq.) J. F. Macbr.	-	42	42
	Pithecellobium dulce (Roxb.) Benth.	3	-	3
	Vachellia farnesiana (L.) Wight & Arn.	-	5	5
Fagaceae	Quercus aristata Hook. & Arn.	-	5	5
	Quercus magnoliifolia Née	-	4	4
Malvaceae	Ceiba speciosa (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.)	1	4	5
	Malvaviscus arboreus Dill. ex Cav.	-	9	9
Meliaceae	Swietenia humilis Zucc.	-	1	1
Moraceae	Ficus americana Aubl.	5	-	5
Myrtaceae	Eucalyptus camaldulensis Dehnh.	39	6	45
	Eucalyptus globulus Labill.	-	2	2
	Psidium guajava L.	3	-	3
Oleaceae	Fraxinus uhdei (Wenz.) Lingelsh.	50	5	55
Pinaceae	Pinus cembroides Zucc.	-	7	7

	Pinus devoniana Lindl.	-	14	14
	Pinus douglasiana Martínez	3	107	110
	Pinus greggii Engelm. ex Parl.	-	29	29
	Pinus oocarpa Schiede	-	3	3
	Pinus praetermissa Styles & McVaugh	-	2	2
Proteaceae	Grevillea robusta A. Cunn. ex R. Br.	12	1	13
Salicaceae	Salix bonplandiana Kunth	83	-	83
Sapindaceae	Sapindus saponaria L.	-	5	5

PMZ = Parque Metropolitano de Zapopan; PLQ = Parque Luis Quintanar. El guion (-) indica ausencia de registros.

La riqueza taxonómica fue mayor en el PMZ con un registro de 14 familias, 23 géneros y 35 especies; en tanto que en PLQ se identificaron 13 familias, 18 géneros y 18 taxones. Aunque el PLQ reunió un mayor número de individuos, el PMZ agrupó una variedad más alta de taxones. En este caso, la abundancia de árboles no estuvo acompañada por una mayor riqueza de especies (Cuadro 2).

Cuadro 2. Riqueza taxonómica y diversidad arbórea en PMZ y PLQ.

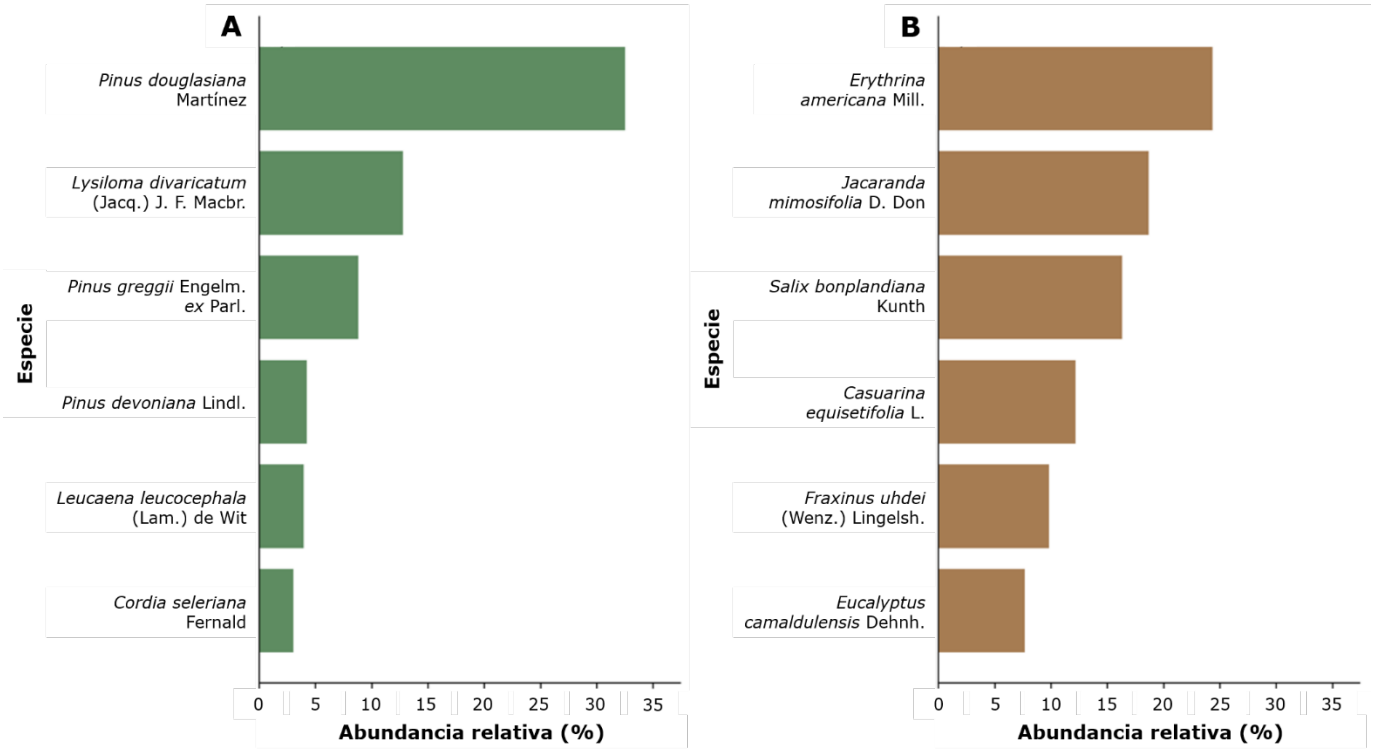
Variable	PMZ	PLQ
Individuos (n)	329	509
Familias	14	13
Géneros	23	18
Especies	35	18
Nativas (%)	89.4	57.0
Exóticas (%)	10.6	43.0
Shannon (H’)	2.680	2.118
Simpson (1−D)	0.860	0.847
Pielou (J’)	0.754	0.733

PMZ = Parque Metropolitano de Zapopan; PLQ = Parque Luis Quintanar.

El valor de *Shannon* fue superior en el PMZ (2.680) que en PLQ (2.118), diferencia que fue significativa según la prueba *t* de *Hutcheson* (t=6.54; gl=516; p<0.001). El Índice de *Simpson* resultó muy cercano en ambos parques, con 0.860 en el PMZ y 0.847 en PLQ, de modo que en los dos sitios una parte importante de los individuos se concentró en pocas especies. La equidad de *Pielou* también registró valores próximos, con 0.754 en PMZ y 0.733 en PLQ, por lo que la principal variación entre parques se relacionó con la riqueza y la heterogeneidad, más que con la uniformidad de las abundancias (Cuadro 2).

En el PMZ predominaron los individuos de especies nativas, con 89.4 % del total analizado, mientras que en el PLQ la proporción de taxa exóticos fue superior, lo cual es congruente con el listado florístico del Cuadro 1 y sugiere criterios de establecimiento distintos en cada parque, con una orientación cercana a la vegetación regional en el PMZ y una composición más ligada al uso ornamental y urbano en el PLQ (Cuadro 2).

La abundancia relativa de las especies más representativas reforzó dicho entendimiento. En el PMZ (Figura 2A), *Pinus douglasiana* Martínez tuvo la mayor presencia, seguida por *Lysiloma divaricatum* (Jacq.) J. F. Macbr. y *Pinus greggii* Engelm. *ex* Parl. Estas tres especies concentraron una fracción importante de los registros del parque y marcaron su identidad florística. En el PLQ (Figura 2B), *Bauhinia divaricata* L., *Jacaranda mimosifolia* D. Don y *Salix bonplandiana* Kunth, acompañadas por *Casuarina equisetifolia* L. y *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh fueron las mejor representadas. Las tres especies más abundantes predominaron 54.1 % de los individuos en el PMZ y 58.3 % en el PLQ, aunque la composición del grupo dominante fue distinta entre parques.



A = Parque Metropolitano de Zapopan (PMZ); B = Parque Luis Quintanar (PLQ).

Figura 2. Abundancia relativa de las principales especies arbóreas registradas en los parques evaluados.

La información obtenida en esta investigación indica que el PMZ sostuvo una comunidad arbórea más diversa y con mayor presencia de especies nativas, mientras que en el PLQ predominó un número de individuos mayor, pero en un grupo florístico más reducido y dominado por especies ampliamente utilizadas en áreas verdes urbanas. Este patrón sugiere que ambos parques responden a historias de establecimiento y manejo distintas, y que la composición de cada sitio no depende solo del número de árboles presentes, sino también de los criterios con los que se ha conformado la vegetación a lo largo del tiempo. Un patrón semejante fue documentado por Ortega-Álvarez et al. (2011), quienes señalaron que la composición del arbolado cambia de manera importante según el contexto urbano, y por Leal-Elizondo et al. (2018) que registraron en Linares, Nuevo León una comunidad dominada por pocos taxones con alta representación dentro del conjunto total.

La mayor riqueza observada en el PMZ coincide con lo citado por Martínez-Trinidad et al. (2021) en parques de Texcoco, Estado de México, donde la diversidad no dependió exclusivamente del número de individuos, sino de la variedad taxonómica presente en cada sitio. En el presente estudio, tanto en el PMZ como en el PLQ pocas especies reunieron una fracción importante de los registros, aunque el grupo dominante no fue el mismo. Este rasgo también ha sido descrito en bosques urbanos de la Ciudad de México, cuya comunidad arbórea suele estructurarse alrededor de un número limitado de especies con alta representación relativa (Saavedra-Romero et al., 2019).

Diferenciación estructural entre parques metropolitanos

El PLQ presentó individuos de dimensión superior en comparación con el PMZ, para todas las variables evaluadas. En términos relativos, el *DAP* promedio fue 30.7 % mayor, la altura total 47.9 %, el diámetro de copa 11.6 %, el área basal 79.2 % y el área de copa 24.4 %. Este patrón indica que, aun cuando el PMZ registró más riqueza florística, en el PLQ predominaron árboles de mayor tamaño y con una ocupación espacial más amplia del dosel (Cuadro 3).

Cuadro 3. Atributos estructurales del PMZ y el PLQ (media±error estándar).

Variable	PMZ	PLQ	p
DAP (cm)	17.78±0.47	23.23±0.56	<0.001
H (m)	7.34±0.19	10.86±0.18	<0.001
Diámetro de copa (m)	5.40±0.13	6.03±0.12	0.001
Área basal (m^2 $árbol^{-1}$)	0.03±0.00	0.05±0.00	<0.001
Área de copa (m^2 $árbol^{-1}$)	27.54±1.58	34.24±1.54	0.001

PMZ = Parque Metropolitano de Zapopan; PLQ = Parque Luis Quintanar. *DAP* = Diámetro a la altura del pecho; *H* = Altura total. Los valores se expresan como media±error estándar. El valor de *p* corresponde a la prueba *t* de *Student* o de *Mann-Whitney*, según el cumplimiento de los supuestos; se consideraron diferencias significativas cuando $p \leq 0.05$.

Las diferencias entre parques fueron significativas para todas las variables estructurales evaluadas. El PLQ presentó valores superiores de *DAP*, altura total, diámetro de copa, área basal y área de copa. Desde una perspectiva ecológica, el mayor tamaño promedio registrado en el PLQ sugiere una comunidad dominada por individuos con más desarrollo estructural, condición que suele asociarse con provisión de sombra y capacidad de acumulación de biomasa aérea mayores. Pretzsch et al. (2015) señalaron que el tamaño de copa y el espacio de crecimiento son rasgos clave para interpretar el desempeño de los árboles en ambientes urbanos. De forma similar, McPherson et al. (2013) documentaron que los individuos de mayor porte tienden a concentrar una parte importante de los beneficios ecológicos del arbolado urbano. En parques de la ciudad de Texcoco, Estado de México Martínez-Trinidad et al. (2021) también registraron contrastes estructurales asociados con la composición y el manejo de cada sitio, mientras que Leal-Elizondo et al. (2018) observaron en Linares, Nuevo León que la abundancia de ciertos taxones puede influir más en la estructura grupal que la riqueza por sí misma.

Biomasa y carbono aéreo

En el PLQ, se registraron valores superiores de biomasa aérea y carbono aéreo, tanto por árbol como por unidad de superficie (Cuadro 4). Este patrón fue consistente con la estructura observada previamente, ya que en el PLQ predominaron individuos más grandes. En estudios de arbolado urbano se ha documentado que los árboles de mayor porte concentran una fracción importante de la biomasa y del carbono almacenado, por lo que el patrón registrado en este trabajo resulta congruente con lo señalado por McPherson et al. (2013) y Velasco y Chen (2019).

Cuadro 4. Biomasa aérea y carbono almacenado en PMZ y PLQ.

Variable	PMZ	PLQ	p
Biomasa aérea (kg árbol^{-1})	257.07±22.88b	553.84±43.38a	<0.001
Carbono aéreo (kg C árbol^{-1})	120.82±10.75b	260.31±20.39a	<0.001
Biomasa aérea (Mg ha^{-1})	1.69±0.05b	6.13±0.23a	<0.001
Carbono aéreo (Mg C ha^{-1})	0.80±0.01b	2.88±0.07a	<0.001

PMZ = Parque Metropolitano de Zapopan; PLQ = Parque Luis Quintanar; *p* = Probabilidad asociada a la comparación entre PMZ y PLQ. Los valores por árbol se expresan como media±error estándar.

Los valores corresponden exclusivamente al carbono aéreo almacenado en el componente arbóreo. No se estimaron otros reservorios, como arbustos, herbáceas, hojarasca, raíces o suelo, por lo que los resultados no representan el carbono total del ecosistema de cada parque.

Conclusiones

El PMZ presenta mayor riqueza y diversidad florística, así como una proporción más grande de especies nativas. En contraste, en el PLQ predominan árboles de mayor desarrollo estructural, con valores superiores de *DAP*, altura, área basal, biomasa aérea y carbono aéreo. La diversidad de *Shannon* es significativamente superior en el PMZ, mientras que en el PLQ hay una mayor acumulación de carbono por individuo y por unidad de superficie. Estos resultados evidencian que la composición florística y la estructura del arbolado representan componentes ecológicos complementarios para evaluar la provisión de servicios ecosistémicos y orientar el manejo de los parques urbanos de Guadalajara.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Marilyn Zuleth Ruiz Guzmán el apoyo brindado durante el desarrollo de este trabajo.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

Contribución por autor

Efrén Hernández-Alvarez: conceptualización, trabajo de campo y revisión del manuscrito; Bayron Alexander Ruiz-Blandon: conceptualización, supervisión, análisis de la información y redacción del manuscrito; Mario Alberto Hernández-Tovar:

análisis de la información y trabajo de campo; Rosario Marilu Bernaola-Paucar: revisión técnica y corrección del manuscrito. Todos los autores revisaron y aprobaron la versión final del manuscrito.

Referencias

Amer, A., Franceschi, E., Hjazin, A., Shoqeir, J. H., Moser-Reischl, A., Rahman, M. A., Tadros, M., Pauleit, S., Pretzsch, H., & Rötzer, T. (2023). Structure and ecosystem services of three common urban tree species in an arid climate city. *Forests*, *14*(4), Article 671. https://doi.org/10.3390/f14040671

Avery, T. E., & Burkhart, H. E. (2015). *Forest measurements* (5th ed.). Waveland Press, Inc. https://books.google.com.pe/books?id=IWx1CQAAQBAJ&printsec=copyright#v=onepage&q&f=false

Bidolakh, D., Lakyda, P., Myroniuk, V., Hayda, Y., & Pidkhovna, S. (2023). Assessment and representation of Urban Trees Ecosystem Services: A case study in Pryzamkovyi park. *Folia Forestalia Polonica*, *65*(2), 104-116. https://doi.org/10.2478/ffp-2023-0011

Burkhart, H. E., & Tomé, M. (2012). *Modeling forest trees and stands*. Springer Science. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3170-9

Castro-Díez, P., Vaz, A. S., Silva, J. S., van Loo, M., Alonso, Á., Aponte, C., Bayón, Á., Bellingham, P. J., Chiuffo, M. C., DiManno, N., Julian, K., Kandert, S., La Porta, N., Marchante, H., Maule, H. G., Mayfield, M. M., Metcalfe, D., Monteverdi, M. C., Núñez, M. A., … Godoy, O. (2019). Global effects of non-native tree species on multiple ecosystem services. *Biological Reviews*, *94*(4), 1477-1501. https://doi.org/10.1111/brv.12511

Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for

sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, *84*(1), 45-67. https://doi.org/10.1890/13-0133.1

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrízar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., … Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, *20*(10), 3177-3190. https://doi.org/10.1111/gcb.12629

Cruz-de León, G., & Cruz-de León, J. (2006). The segmental conic model for forest measurements. *Madera y Bosques*, *12*(2), 3-13. https://doi.org/10.21829/myb.2006.1221245

García-Valencia, A., Sánchez-Sánchez, O., Ramírez-Soto, A., & Ramos-Palacios, C. R. (2025). Diagnóstico y servicios ecosistémicos del arbolado de alineación en Xalapa, Veracruz, México. *Polibotánica*, (59), 159-180. https://doi.org/10.18387/polibotanica.59.10

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2010a). *Compendio de información geográfica municipal 2010. Guadalajara, Jalisco*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/14/14039.pdf

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2010b). *Compendio de información geográfica municipal 2010. Zapopan, Jalisco*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/14/14120.pdf

Kim, J., Kang, Y., Kim, D., Son, S., & Kim, E. J. (2024). Carbon storage and sequestration analysis by urban park grid using i-Tree Eco and drone-based modeling. *Forests*, *15*(4), Article 683. https://doi.org/10.3390/f15040683

Leal-Elizondo, C. E., Leal-Elizondo, N., Alanís-Rodríguez, E., Pequeño-Ledezma, M. Á., Mora-Olivo, A., & Buendía-Rodríguez, E. (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

Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd. http://www.bio-nica.info/Biblioteca/Magurran2004MeasuringBiological.pdf

Mann, H. B., & Whitney, D. R. (1947). On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *The Annals of Mathematical Statistics*, *18*(1), 50-60. https://doi.org/10.1214/aoms/1177730491

Martínez-Trinidad, T., Hernández-López, P., López-López, S. F., & 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*(67), 202-223. https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.880

McPherson, E. G., Xiao, Q., & Aguaron, E. (2013). A new approach to quantify and map carbon stored, sequestered and emissions avoided by urban forests. *Landscape and Urban Planning*, *120*, 70-84. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.08.005

Moreno, R., Nery, A., Zamora, R., Lora, Á., & Galán, C. (2024). Contribution of urban trees to carbon sequestration and reduction of air pollutants in Lima, Peru. *Ecosystem Services*, *67*, Article 101618. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101618

Morgenroth, J., Nowak, D. J., & Koeser, A. K. (2020). DBH distributions in America's urban forests—An overview of structural diversity. *Forests*, *11*(2), Article 135. https://doi.org/10.3390/f11020135

Nero, B. F., Kuusaana, E. D., Ahmed, A., & Campion, B. B. (2024). Carbon storage and tree species diversity of urban parks in Kumasi, Ghana. *City and Environment Interactions*, *24*, Article 100156. https://doi.org/10.1016/j.cacint.2024.100156

Nowak, D. J., & Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, *116*(3), 381-389. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7

Ortega-Álvarez, R., Rodríguez-Correa, H. A., & MacGregor-Fors, I. (2011). Trees and the city: Diversity and composition along a Neotropical Gradient of Urbanization. *International Journal of Ecology*, *2011*, Article 704084. https://doi.org/10.1155/2011/704084

Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., van Con, T., Chavanne, A., Seifert, T., du Toit, B., Farnden, C., & Pauleit, S. (2015). Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, *14*(3), 466-479. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.006

Saavedra-Romero, L. de L., Hernández-de la Rosa, P., Alvarado-Rosales, D., Martínez-Trinidad, T., & Villa-Castillo, J. (2019). Diversidad y estructura arbórea, indicadores de salud aplicados a un bosque urbano de la Ciudad de México. *Polibotánica*, (47), 25-37. https://doi.org/10.18387/polibotanica.47.3

SAS Institute Inc. (2017). *SAS/Stat User's Guide, Version 9.4* [Computer software]. SAS Institute Inc. https://www.scienceopen.com/book?vid=5f350505-ff8c-4c2b-92e0-8ab04ebc2024

Sharma, G., Morgenroth, J., Richards, D. R., & Ye, N. (2025). Advancing urban forest and ecosystem service assessment through the integration of remote sensing and i-Tree Eco: A systematic review. *Urban Forestry & Urban Greening*, *104*, Article 128659. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128659

Sjöman, H., Hirons, A. D., & Bassuk, N. L. (2015). Urban forest resilience through tree selection—Variation in drought tolerance in *Acer*. *Urban Forestry & Urban Greening*, *14*(4), 858-865. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.08.004

Velasco, E., & Chen, K. W. (2019). Carbon storage estimation of tropical urban trees by an improved allometric model for aboveground biomass based on terrestrial laser scanning. *Urban Forestry & Urban Greening*, *44*, Article 126387. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126387

World Flora Online. (2026). *World Flora Online* [Data set]. Global Strategy for Plant Conservation and Convention on Biological Diversity. https://www.worldfloraonline.org/

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