

Research Article

Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano mediante inventario forestal en infraestructuras verdes urbanas del cantón Manta, Ecuador

Structure, composition and diversity of urban trees through forest inventory in green infrastructures of the Manta canton, Ecuador



Cabrera-Verdesoto, César Alberto ¹



<https://orcid.org/0000-0001-5101-3520>



cesar.cabrera@unesum.edu.ec



Ecuador, Jipijapa, Universidad Estatal del Sur de Manabí



Maytin-Fumero, Carlos ²



<https://orcid.org/0009-0003-1605-1080>



maytinprofcarlos@gmail.com



Venezuela, Puerto Ordaz, Universidad Nacional Experimental de Guayana



Indacochea-Ganchozo, Blanca Soledad ³



<https://orcid.org/0000-0003-4741-2435>



blanca.indacochea@unesum.edu.ec



Ecuador, Jipijapa, Universidad Estatal del Sur de Manabí

Autor de correspondencia ¹



DOI / URL: <https://doi.org/10.69484/rcz/v5/n3/210>

Resumen: La expansión urbana y la limitada disponibilidad de áreas verdes pueden afectar la diversidad y funcionalidad ecológica del arbolado urbano. En este contexto, se analizó la composición, estructura y diversidad del arbolado presente en las infraestructuras verdes de las parroquias urbanas del cantón Manta, provincia de Manabí, Ecuador. El estudio se desarrolló mediante un censo arbóreo en áreas recreativas y elementos de seguridad vial, registrando variables dendrométricas y espaciales. Se contabilizaron 7 032 individuos agrupados en 62 especies y 25 familias botánicas, con predominio de especies no nativas (69,35 %). *Azadirachta indica* A. Juss. y *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit presentaron los mayores valores de importancia ecológica. La estructura poblacional mostró una concentración de individuos en las categorías inferiores de diámetro y altura. Los índices de diversidad reflejaron alta riqueza (Margalef = 6,89), diversidad elevada (Shannon = 2,81), equidad moderada (Pielou = 0,68) y baja dominancia (Simpson [1-D] = 0,90). La similitud florística fue moderada (Jaccard = 48,39 %) y el índice verde urbano alcanzó 1,96 m²/hab. La dominancia de pocas especies, principalmente no nativas de origen tropical, junto con la limitada disponibilidad de áreas verdes, evidencia la necesidad de fortalecer la planificación y gestión de la infraestructura verde urbana.

Palabras clave: arbolado, biodiversidad, cobertura, exotismo, urbanización.

Recibido: 24/May/2026

Aceptado: 15/Jun/2026

Publicado: 30/Sep/2026

Cita: Cabrera-Verdesoto, C. A., Maytin-Fumero, C., & Blanca Soledad, I.-G. (2026). Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano mediante inventario forestal en infraestructuras verdes urbanas del cantón Manta, Ecuador. *Revista Científica Zambos*, 5(3), 14-35. <https://doi.org/10.69484/rcz/v5/n3/210>

Ecuador, Santo Domingo, La Concordia
Universidad Técnica Luis Vargas Torres de Esmeraldas – Sede Santo Domingo
Revista Científica Zambos (RCZ)
<https://revistaczambos.utelvtsd.edu.ec>

© 2026. Este artículo es un documento de acceso abierto distribuido bajo los términos y condiciones de la **Licencia Creative Commons, Atribución-NoComercial 4.0 Internacional**.



Abstract:

Urban sprawl and the limited availability of green spaces can affect the diversity and ecological function of urban trees. In this context, the composition, structure, and diversity of trees present in the green infrastructure of urban parishes in the Manta canton, Manabí province, Ecuador, were analyzed. The study was conducted through a tree census in recreational areas and road safety features, recording dendrometric and spatial variables. A total of 7,032 individual trees were counted, grouped into 62 species and 25 botanical families, with a predominance of non-native species (69.35%). *Azadirachta indica* A. Juss. and *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. showed the highest ecological importance values. The population structure showed a concentration of individuals in the lower diameter and height categories. The diversity indices reflected high richness (Margalef = 6.89), high diversity (Shannon = 2.81), moderate evenness (Pielou = 0.68), and low dominance (Simpson [1-D] = 0.90). Floristic similarity was moderate (Jaccard = 48.39%), and the urban green space index reached 1.96 m²/inhabitant. The dominance of a few species, mainly non-native species of tropical origin, along with the limited availability of green areas, highlights the need to strengthen the planning and management of urban green infrastructure.

Keywords: trees, biodiversity, cover, exoticism, urbanization.

1. Introducción

El crecimiento de las ciudades y su expansión hacia zonas rurales y áreas naturales transforman de manera progresiva el territorio. Este proceso, asociado al incremento de la población y al desarrollo socioeconómico, genera cambios en el uso del suelo y en la configuración del paisaje. Como consecuencia, suelen reducirse los espacios verdes disponibles y alterarse diversos procesos ecológicos que contribuyen al equilibrio ambiental. Estas transformaciones pueden afectar la biodiversidad urbana y disminuir la capacidad de los ecosistemas para proporcionar servicios ambientales a la población (Mieles-Giler et al., 2024).

Frente a esta realidad, la silvicultura urbana aporta herramientas para la planificación, manejo y conservación de los recursos arbóreos presentes en ciudades y áreas circundantes. Su aplicación permite mejorar la organización de los espacios verdes y favorecer el aprovechamiento sostenible de los beneficios que ofrece la vegetación urbana. En este contexto, el arbolado urbano constituye un componente fundamental del paisaje debido a los múltiples beneficios ambientales, ecológicos, sociales, culturales y recreativos que proporciona a la población. Además, contribuye a mejorar las condiciones de habitabilidad y el bienestar de los habitantes (Ortíz & Luna, 2019).

La presencia de áreas verdes también mantiene una estrecha relación con la salud y el bienestar humano. Por esta razón, la Organización Mundial de la Salud (OMS) destaca la importancia de incorporar y conservar estos espacios dentro de las ciudades, debido a su contribución en la regulación ambiental y la calidad de vida.

Entre los indicadores más utilizados para evaluar su disponibilidad se encuentra el índice verde urbano (IVU), entendido como la superficie de áreas verdes disponible por habitante (Valarezo et al., 2022). Como referencia internacional, la OMS y la Organización de las Naciones Unidas (ONU) sugieren valores comprendidos entre 9 y 16 m²/hab.

En Ecuador, el índice verde urbano promedio alcanza 13,01 m²/hab, según el Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC, 2012). Sin embargo, en el cantón Manta se reporta un valor considerablemente menor, de apenas 0,54 m²/hab, de acuerdo con el Plan de Uso y Gestión del Suelo del Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Manta (GAD Manta, 2021). Esta situación evidencia una limitada disponibilidad de áreas verdes para la población y pone de manifiesto la necesidad de fortalecer las estrategias de planificación y gestión de la infraestructura verde urbana.

A pesar de la importancia del arbolado urbano para la sostenibilidad de las ciudades, los estudios desarrollados en la provincia de Manabí aún son escasos. Los trabajos existentes se han concentrado principalmente en la valoración del arbolado de áreas verdes urbanas (Suárez-Loor & Suárez-Loor, 2026), mientras que las investigaciones relacionadas con los parques del cantón Manta siguen siendo reducidas (Macías-Zambrano et al., 2022). Esta situación limita la generación de información técnica necesaria para apoyar la toma de decisiones y restringe la formulación de estrategias basadas en evidencia científica para la gestión de los espacios verdes urbanos.

La incorporación adecuada del arbolado dentro de la infraestructura verde urbana contribuye a mejorar las condiciones microclimáticas, la calidad del aire y la conservación de la biodiversidad. Asimismo, fortalece la funcionalidad ecológica de los espacios urbanos y favorece la provisión de servicios ecosistémicos esenciales para la población. Más allá de su valor ornamental o paisajístico, la vegetación urbana desempeña un papel importante en la mitigación de diversos problemas ambientales asociados al crecimiento de las ciudades y al cambio en los patrones de uso del suelo.

En el cantón Manta persisten vacíos de información relacionados con la composición florística, la estructura y la diversidad del arbolado urbano. La limitada disponibilidad de estudios integrales dificulta la comprensión del estado actual de la vegetación urbana y restringe el desarrollo de estrategias de manejo sustentadas en información científica. En consecuencia, resulta necesario generar conocimiento que contribuya al fortalecimiento de la infraestructura verde y al diseño de acciones orientadas a mejorar su sostenibilidad a largo plazo.

Con base en esta problemática, el presente estudio tuvo como objetivo analizar la composición, estructura y diversidad del arbolado urbano presente en las infraestructuras verdes de las parroquias urbanas del cantón Manta. Para ello, se realizó un inventario de las especies arbóreas registradas en áreas verdes urbanas, acompañado de la estimación de cobertura vegetal, la determinación del índice de valor de importancia ecológica y la evaluación de atributos estructurales.

Adicionalmente, se analizaron indicadores de diversidad, equidad, dominancia, similitud y origen biogeográfico.

2. Metodología

Diseño de la investigación

La investigación se desarrolló bajo un enfoque cuantitativo y un alcance descriptivo, mediante un diseño de corte transversal orientado a caracterizar el arbolado urbano presente en el área de estudio. Este enfoque permitió recopilar información sobre la composición florística, la estructura y la diversidad de las especies arbóreas registradas en las infraestructuras verdes urbanas. Asimismo, facilitó la obtención de datos dendrométricos y espaciales necesarios para la evaluación de indicadores ecológicos y estructurales, contribuyendo a la caracterización del estado actual del arbolado urbano.

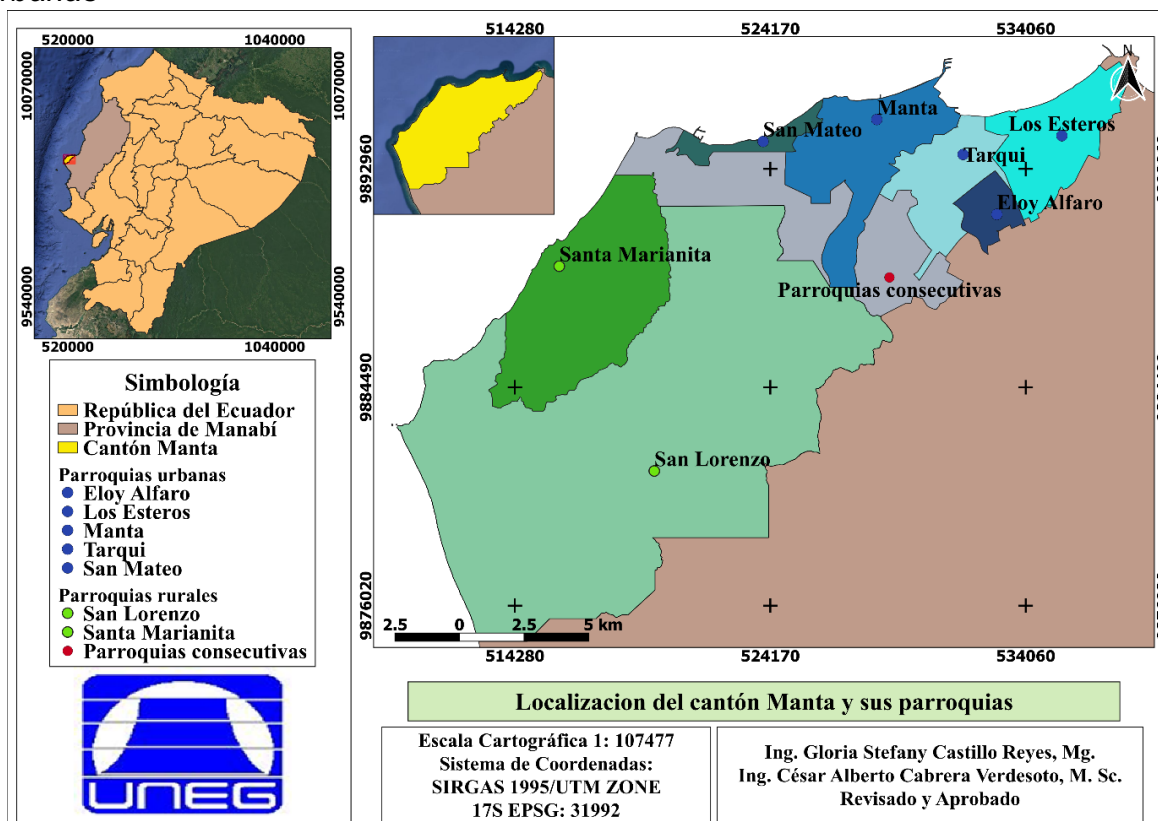
Área de estudio

El estudio se realizó en el cantón Manta, ubicado en la franja costera de la provincia de Manabí, Ecuador. Esta jurisdicción se encuentra aproximadamente a 419 km de Quito, 196 km de Guayaquil y 35 km de Portoviejo. De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC, 2012), el cantón registra una población de 271.145 habitantes, de los cuales 261.871 corresponden al área urbana y 9.274 al área rural. Estas características convierten a Manta en uno de los principales centros urbanos y económicos de la provincia, con una dinámica territorial que ha favorecido el crecimiento de su infraestructura urbana durante las últimas décadas.

Las actividades de campo se desarrollaron en las parroquias urbanas Manta, Tarqui, Eloy Alfaro, Los Esteros y San Mateo, que conforman el área de estudio considerada para la evaluación del arbolado urbano (Figura 1). Estas parroquias concentran la mayor parte de la población urbana del cantón y albergan una importante proporción de los espacios verdes públicos existentes, por lo que constituyen un escenario adecuado para analizar la composición, estructura y diversidad del arbolado presente en la infraestructura verde urbana.

Figura 1

Ubicación de la provincia de Manabí y del cantón Manta, Ecuador, con sus parroquias urbanas



Nota: Mapa elaborado en QGIS a partir de imágenes satelitales de Google Earth (Autores, 2026).

Condiciones climáticas

Por su ubicación en la costa ecuatoriana, el cantón Manta presenta un clima de tipo subdesértico tropical. Las condiciones atmosféricas de la zona están influenciadas por procesos oceánicos que regulan la temperatura y el régimen de lluvias. La interacción de masas de agua con diferentes características térmicas genera variaciones estacionales a lo largo del año. En general, las aguas frías favorecen temperaturas moderadas, mientras que los eventos asociados al fenómeno El Niño suelen incrementar la temperatura y las precipitaciones.

En términos climáticos, Manta se caracteriza por una precipitación anual cercana a 300,2 mm, una temperatura media de 25,6 °C y niveles de humedad relativa que rondan el 77 %. De acuerdo con información del Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Manta (GAD Manta, 2024), estas condiciones son representativas del entorno costero donde se localiza el cantón. La combinación de temperatura, precipitación y humedad influye en el establecimiento y desarrollo de la vegetación urbana presente en las áreas verdes evaluadas.

Trabajo de campo

La evaluación se efectuó mediante un censo del arbolado presente en las infraestructuras verdes urbanas del cantón Manta (Figura 2). Como unidades de

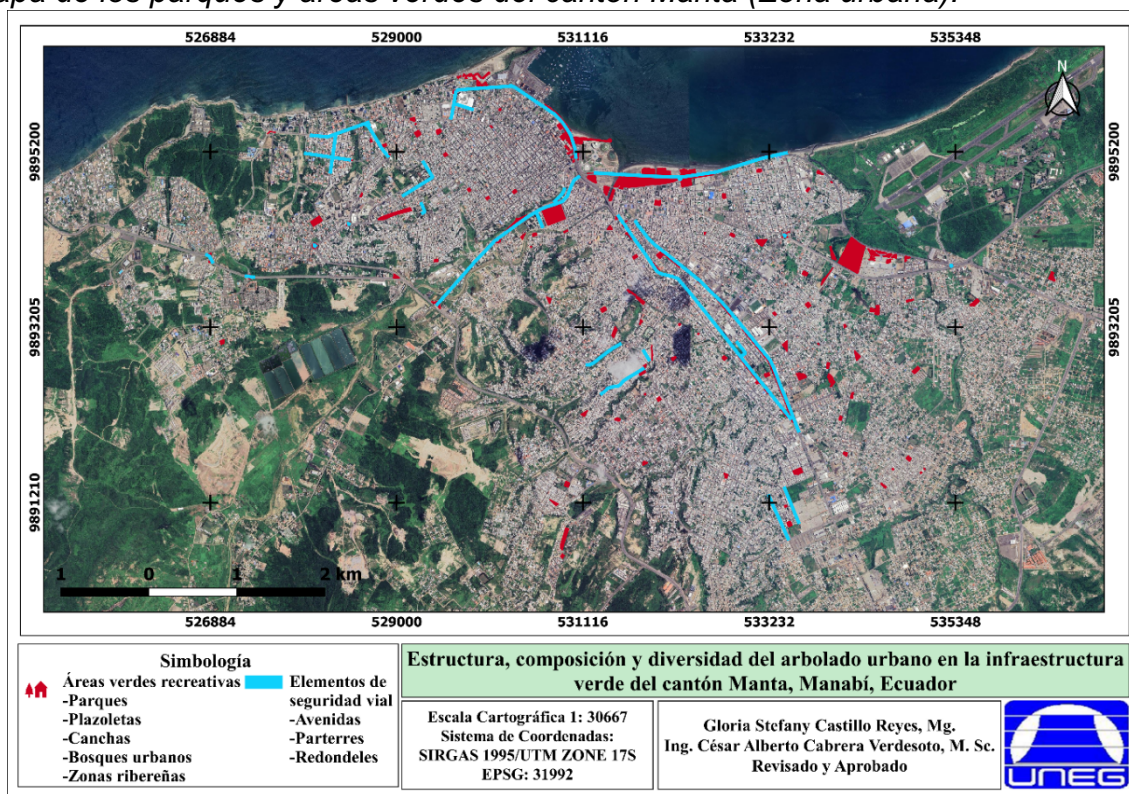
análisis se consideraron las áreas verdes recreativas y los espacios asociados a la seguridad vial. Este procedimiento permitió registrar la totalidad de los individuos arbóreos presentes en los sitios evaluados y obtener información necesaria para la caracterización de la composición y estructura del arbolado urbano.

Durante el levantamiento de información se registraron variables dendrométricas de cada individuo. El diámetro a la altura del pecho (DAP) se obtuvo con cinta diamétrica, mientras que la altura total fue medida utilizando un hipsómetro Suunto. Adicionalmente, la cobertura de copa se estimó mediante registros georreferenciados obtenidos con un sistema de posicionamiento global (GPS), lo que permitió disponer de información espacial precisa para cada árbol evaluado.

Las coordenadas fueron levantadas considerando la forma y extensión de las copas, así como los límites de las áreas verdes evaluadas. Posteriormente, la información espacial se procesó mediante el software de información geográfica Quantum Geographic Information System (QGIS), utilizado para la estimación de superficies expresadas en metros cuadrados. Este procedimiento facilitó el cálculo de la cobertura arbórea y de las áreas verdes consideradas en el estudio.

Figura 2

Mapa de los parques y áreas verdes del cantón Manta (Zona urbana).



Nota: Elaboración propia mediante QGIS, a partir de coordenadas geográficas levantadas en campo y apoyo cartográfico de Google Earth (Autores, 2026).

Determinación del índice de valor de importancia ecológica (IVIE) y perfil estructural del arbolado

Siguiendo la adaptación metodológica propuesta por Alanís-Rodríguez et al. (2023), el índice de valor de importancia ecológica (IVIE) se calculó mediante la integración de la abundancia relativa, la frecuencia relativa y la dominancia relativa de cada especie. Este indicador permite determinar la relevancia ecológica de las especies dentro de la comunidad arbórea y reconocer aquellas con mayor influencia en la estructura del arbolado, considerando tanto su distribución como su aporte ecológico (Alanís-Rodríguez et al., 2023). Su expresión matemática corresponde a:

$$I.V.I.E = \frac{Arl + Frl + Drl}{3}$$

Dónde:

Arl = abundancia relativa.

Frl = frecuencia relativa.

Drl = dominancia relativa.

Índices de diversidad, equidad, dominancia, similitud y origen biogeográfico

Para cuantificar la riqueza taxonómica del arbolado evaluado se empleó el índice de Margalef, el cual permite estimar la riqueza específica de una comunidad a partir de la relación entre el número de especies registradas y la cantidad total de individuos observados (Valdez Marroquín et al., 2018). Este índice es ampliamente utilizado en estudios ecológicos debido a que facilita la comparación de la riqueza biológica entre diferentes comunidades o áreas de estudio. La fórmula utilizada fue la siguiente:

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln(N)}$$

Dónde:

S = Número total de especies presentes.

N = Número total de individuos observados.

$\ln$ = Logaritmo natural.

La estructura de dominancia de la comunidad se estimó mediante el índice de Simpson, indicador que permite evaluar la distribución de los individuos entre las especies registradas y determinar el grado de concentración existente dentro de la comunidad estudiada. Valores elevados reflejan una menor dominancia de especies particulares, mientras que valores reducidos indican una mayor influencia de un número limitado de especies sobre la composición general del arbolado (Valdez Marroquín et al., 2018). Su fórmula corresponde a:

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

Dónde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i , calculada como la relación entre el número de individuos de la especie i y el número total de individuos registrados en la muestra.

La heterogeneidad biológica de la comunidad arbórea se cuantificó mediante el índice de Shannon-Wiener, ampliamente utilizado para evaluar la diversidad ecológica a partir de la riqueza de especies y la distribución de sus abundancias relativas (Valdez Marroquín et al., 2018). Este índice permite integrar ambos componentes en una sola medida, proporcionando una aproximación al nivel de complejidad y organización de la comunidad estudiada. Su cálculo se realizó mediante la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum (P_i * \ln P_i)$$

Dónde:

P_i = abundancia relativa de la especie i , calculada como la relación entre el número de individuos de dicha especie (n_i) y el número total de individuos registrados en la muestra (N).

$\ln$ = logaritmo natural.

La uniformidad en la distribución de los individuos entre las especies se estimó mediante el índice de equidad de Pielou. Este indicador permite evaluar el grado en que las abundancias se distribuyen dentro de la comunidad estudiada, relacionando la diversidad observada con la diversidad máxima esperada. Sus valores oscilan entre 0 y 1, donde los valores más cercanos a 1 reflejan una mayor uniformidad en la abundancia de las especies, mientras que los valores bajos indican una distribución menos equilibrada (Valdez Marroquín et al., 2018):

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

Donde:

J' = índice de equidad de Pielou

H' = índice de Shannon-Wiener

S = número total de especies

$\ln$ = logaritmo natural

La similitud florística entre los sitios evaluados se estimó mediante el índice de Jaccard para datos cualitativos. Este coeficiente permite comparar la composición de especies entre dos unidades de análisis a partir de la presencia o ausencia de los taxones registrados. Valores cercanos a 1 indican una mayor coincidencia florística entre los sitios, mientras que valores próximos a 0 reflejan una menor similitud en su composición vegetal. El cálculo se realizó siguiendo el procedimiento descrito por Cue et al. (2020):

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde:

a = número de especies registradas en el sitio A,

b = número de especies registradas en el sitio B

c = número de especies compartidas entre ambos sitios.

Los valores del índice fluctúan entre 0 y 1. Los valores bajos evidencian una reducida similitud florística entre los sitios evaluados, mientras que los valores cercanos a 1 indican una composición de especies más semejante.

La proporción de especies introducidas se determinó mediante el índice foráneo propuesto por Leal et al. (2018). Este indicador permite establecer la participación de especies no nativas dentro de la comunidad evaluada y estimar su contribución relativa respecto al total de especies registradas. Su aplicación facilita la caracterización del origen biogeográfico de la vegetación presente en el área de estudio. Para su cálculo se utilizó la siguiente expresión:

$$IF = \left(\frac{Snn}{St} \right) * 100$$

Donde:

IF = índice foráneo

Snn = número de especies no nativas

St = número total de especies registradas

Determinación del índice verde urbano

El índice verde urbano se estimó utilizando la población urbana reportada para el cantón Manta por el Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC, 2012), conforme al procedimiento descrito por Pulla y Rodríguez (2021). Este indicador permite relacionar la superficie de áreas verdes disponibles con el número de habitantes de la zona urbana, proporcionando una medida de referencia sobre la disponibilidad de espacios verdes para la población. Para su determinación se empleó la siguiente expresión:

$$\text{Índice Verde Urbano} = \frac{\text{Total superficie de áreas verdes (m}^2\text{)}}{\text{Número de habitantes de la zona urbana del cantón Manta}}$$

Población y muestra

La población objeto de estudio estuvo integrada por la totalidad de parques y espacios vinculados a la seguridad vial existentes en el área urbana del cantón Manta. Siguiendo el criterio metodológico planteado por Vélez-Guerrero et al. (2026), se trabajó con el universo completo de estas infraestructuras verdes como unidades de

análisis. Esta decisión permitió obtener una caracterización integral del arbolado urbano y disponer de información representativa sobre su composición y atributos estructurales.

La delimitación de las infraestructuras verdes se efectuó mediante el registro de los perímetros correspondientes a cada espacio evaluado. Posteriormente, la información geoespacial recopilada fue procesada para determinar la extensión superficial de las áreas en metros cuadrados. Los resultados obtenidos constituyeron un insumo fundamental para estimar la cobertura vegetal y calcular los indicadores utilizados en la caracterización ecológica y estructural del arbolado urbano.

3. Resultados

3.1. Composición florística del arbolado urbano

Se identificaron 62 especies arbóreas agrupadas en 25 familias botánicas (Tabla 1). La mayor riqueza específica correspondió a Fabaceae, con 14 especies, seguida por Arecaceae con ocho y Bignoniaceae con seis. La familia Meliaceae aportó cuatro especies, mientras que Anacardiaceae y Annonaceae registraron tres especies cada una. Estos resultados muestran una distribución diferencial de la riqueza florística entre las familias botánicas presentes en el área de estudio.

Por otra parte, Moraceae, Malvaceae, Combretaceae, Myrtaceae y Rutaceae estuvieron representadas por dos especies cada una. Las restantes familias (Nyctaginaceae, Malpighiaceae, Euphorbiaceae, Altingiaceae, Sapindaceae, Lauraceae, Apocynaceae, Casuarinaceae, Araucariaceae, Muntingiaceae, Verbenaceae, Phyllanthaceae, Rubiaceae y Moringaceae) registraron una sola especie por familia. Este comportamiento evidencia una menor representación taxonómica de un grupo importante de familias dentro del arbolado urbano evaluado.

Los registros obtenidos evidencian una composición florística dominada por un número reducido de familias. Fabaceae y Arecaceae concentraron la mayor proporción de especies registradas, mientras que la mayoría de las familias presentaron una representación limitada. Esta distribución refleja una estructura taxonómica heterogénea dentro de las infraestructuras verdes urbanas del cantón Manta.

Tabla 1

Listado de especies, nombres vulgares, familia y origen biogeográfico.

Familia botánica	Especie	Nombres vulgares	Origen biogeográfico	Total de árboles
Altingiaceae	<i>Liquidambar orientalis</i> L.	Liquidámbar	No nativa	4
	<i>Mangifera indica</i> L.	Mango	No nativa	51
Anacardiaceae	<i>Spondias dulcis</i> Parkinson G. Forst	Manzana de oro	No nativa	2
	<i>Spondias purpurea</i> L.	Ovo	No nativa	17
Annonaceae	<i>Annona cherimola</i> Miller	Chirimoya	Nativa	5

	<i>Annona glabra</i> L.	Anona	Nativa	12
	<i>Annona muricata</i> L. 1753	Guanábana	Nativa	23
Apocynaceae	<i>Plumeria rubra</i> L	Franchipán	No nativa	3
Araucariaceae	<i>Araucaria excelsa</i>	Pino de Norfolk	No nativa	3
	<i>Adonidia merrillii</i> (Becc.) Becc.	Palma navideña	No nativa	820
	<i>Cocos nucifera</i> L	Palma de coco	No nativa	319
	<i>Phoenix canariensis hort. ex Chabaud</i>	Palma canaria	No nativa	16
	<i>Phoenix loureiroi</i> Kunth	Palmera datilera	No nativa	42
Arecaceae	<i>Roystonea regia</i> H.B.K. Cook	Palma real	No nativa	279
	<i>Sabal causiarum</i> (O. F. Cook) Becc	Palmera de sombrero	No nativa	15
	<i>Sagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman 1968	Palmera pindó	No nativa	94
	<i>Washingtonia robusta</i> H. Wendl.	Palmera de abanico	No nativa	47
	<i>Crescentia alata</i> Kunth	Mate	No nativa	5
	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don, 1822	Jacaranda	No nativa	7
	<i>Kigelia africana</i> (Lam.) Benth.	Árbol de las salchichas	No nativa	81
Bignoniaceae	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauvais	Tulipanero africano	No nativa	13
	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. y Hook.f. ex S. Moore	Silva Manso	No nativa	151
	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC. (1845).	Guayacán rosado	Nativa	144
Casuarinaceae	<i>Casuarina equisetifolia</i> (L.), 1759	Pino australiano	No nativa	5
Combretaceae	<i>Bucida buceras</i> L.	Olivo negro	No nativa	764
	<i>Terminalia catappa</i> L	Almendro	No nativa	31
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus aconitifolius</i> (Mill.) I.M.Johnst.	Chaya	No nativa	103
	<i>Albizia guachapele</i> (Kunth) Dugand	Guachapelí	Nativa	35
	<i>Bauhinia variegata</i> L	Uña de vaca	No nativa	32
	<i>Caesalpinia ferrea</i> C. Mart.	Granadillo brasileño	No nativa	44
	<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	Clavellino rojo, amarillo	No nativa	138
	<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf	Acacia roja	No nativa	232
	<i>Erythrina variegata</i> Lam.	Árbol cebra	No nativa	1
Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.	Guaba	Nativa	40
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Leucaena	Nativa	1218
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Espinillo	Nativa	14
	<i>Pithecellobium excelsum</i> (Kunth) Mart	Porotillo	Nativa	8
	<i>Prosopis pallida</i> (Humb. y Bonpl. Ex Willd.) Kunth	Algarrobo	Nativa	154
	<i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr.	Samán	No nativa	404
	<i>Senna siamea</i> (Lam.) H.S. Irwin et Barneby	Cassia	No nativa	50
	<i>Tamarindus indica</i> L.	Tamarindo	No nativa	19
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill	Aguacate	No nativa	1
Malpighiaceae	<i>Malpighia emarginata</i> DC. 1824	Acerola	Nativa	1
Malvaceae	<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh	Ceibo	Nativa	38
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Guasmo	Nativa	2
	<i>Azadirachta indica</i> A.Juss.	Neem	No nativa	1279
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L	Cedrela	Nativa	5
	<i>Melia azedarach</i> L., 1753	Cinamomo	No nativa	50
	<i>Swietenia macrophylla</i> King	Caoba	Nativa	19

Moraceae	<i>Ficus benjamina</i> L	Ficus	No nativa	100
	<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth	Mata palo	Nativa	3
Moringaceae	<i>Moringa oleifera</i> Lam 1783	Moringa	No nativa	2
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i> L.	Nigüito	No nativa	10
Myrtaceae	<i>Eucalyptus grandis</i> Hill ex Maiden	Eucalipto rosado	No nativa	1
	<i>Psidium guajava</i> L.	Guayaba	Nativa	27
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea</i> Comm. ex Juss	Veranera	No nativa	6
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus acidus</i> (Linnaeus, 1753) Skeels, 1909	Grosella	No nativa	3
Rubiaceae	<i>Morinda citrifolia</i> L., 1753	Noni	No nativa	3
Rutaceae	<i>Citrus aurantifolia</i> Swingle	Limón	Nativa	10
	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Naranja	No nativa	6
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i> L.	Jaboncillo	Nativa	7
Verbenaceae	<i>Vitex gigantea</i> Kunth	Pechiche	Nativa	14
Número total de individuos registrados				7 032

Nota: (Autores, 2026).

3.2. Valor de importancia ecológica

Los valores del índice de valor de importancia ecológica (IVIE) evidenciaron una distribución desigual de la importancia de las especies dentro del arbolado urbano del cantón Manta (Tabla 2). *Azadirachta indica* A. Juss. alcanzó el mayor IVIE (25,60 %), debido a su elevada abundancia, amplia presencia en las áreas evaluadas y alta contribución a la dominancia de la comunidad. También destacaron *Adonidia merrillii* (Becc.) Becc. (7,99 %), *Bucida buceras* L. (7,94 %) y *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (7,57 %), que ocuparon posiciones relevantes dentro de la estructura del arbolado urbano.

En contraste, *Malpighia emarginata* DC. y *Persea americana* Mill. registraron los valores más bajos de IVIE (0,05 %), seguidas por *Erythrina variegata* Lam. y *Guazuma ulmifolia* Lam. (0,06 %), reflejando una escasa participación en la comunidad evaluada. En conjunto, los resultados indican que la composición estructural del arbolado urbano está sustentada por un grupo reducido de especies con elevada relevancia ecológica, mientras que la mayoría presenta una contribución relativamente baja.

Tabla 2

Índice de valor importancia ecológica de la zona urbana del cantón Manta.

Especie	Aa	Ar (%)	Fa	Fr (%)	Da	Dr (%)	IVIE (100 %)
<i>Adonidia merrillii</i> (Becc.) Becc.	820	11.66	69	9.29	7.76	3.03	7.99
<i>Albizia guachapele</i> (Kunth) Dugand	35	0.50	13	1.75	1.09	0.43	0.89
<i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr	404	5.75	19	2.56	13.17	5.14	4.48
<i>Annona cherimola</i> Miller	5	0.07	4	0.54	0.04	0.01	0.21
<i>Annona glabra</i> L.	12	0.17	7	0.94	0.09	0.04	0.38
<i>Annona muricata</i> L. 1753	23	0.33	12	1.62	0.17	0.07	0.67
<i>Araucaria excelsa</i>	3	0.04	3	0.40	0.07	0.03	0.16
<i>Azadirachta indica</i> A.Juss.	1279	18.19	85	11.44	120.76	47.16	25.60
<i>Bauhinia variegata</i> L	32	0.46	5	0.67	0.16	0.06	0.40
<i>Bougainvillea</i> Comm. ex Juss	6	0.09	3	0.40	0.11	0.04	0.18

	764	10.8 6	69	9.29	9.38	3.66	7.94
<i>Bucida buceras</i> L.							
<i>Caesalpinia ferrea</i> C. Mart.	44	0.63	13	1.75	1.01	0.39	0.92
<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	138	1.96	18	2.42	0.65	0.25	1.55
<i>Casuarina equisetifolia</i> (L.), 1759	5	0.07	2	0.27	0.68	0.26	0.20
<i>Cedrela odorata</i> L.	5	0.07	2	0.27	0.09	0.04	0.13
<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh	38	0.54	17	2.29	3.39	1.32	1.38
<i>Citrus aurantifolia</i> Swingle	10	0.14	7	0.94	0.06	0.02	0.37
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	6	0.09	5	0.67	0.04	0.02	0.26
<i>Cnidioscolus aconitifolius</i> (Mill.) I.M.Johnst.	103	1.46	22	2.96	2.40	0.94	1.79
<i>Cocos nucifera</i> L.	319	4.54	13	1.75	11.58	4.52	3.60
<i>Crescentia alata</i> Kunth	5	0.07	4	0.54	0.08	0.03	0.21
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.)Raf	232	3.30	33	4.44	11.47	4.48	4.07
<i>Erythrina variegata</i> Lam	1	0.01	1	0.13	0.05	0.02	0.06
<i>Eucalyptus grandis</i> Hill ex Maiden	1	0.01	1	0.13	0.39	0.15	0.10
<i>Ficus benjamina</i> L.	100	1.42	19	2.56	7.41	2.90	2.29
<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth	3	0.04	2	0.27	0.98	0.38	0.23
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	2	0.03	1	0.13	0.03	0.01	0.06
<i>Inga edulis</i> Mart.	40	0.57	14	1.88	1.13	0.44	0.96
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don, 1822	7	0.10	3	0.40	0.09	0.03	0.18
<i>Kigelia africana</i> (Lam.) Benth.	81	1.15	6	0.81	2.71	1.06	1.01
	1218	17.3 2	19	2.56	7.22	2.82	7.57
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.							
<i>Liquidambar orientalis</i> L.	4	0.06	1	0.13	0.04	0.01	0.07
<i>Malpighia emarginata</i> DC. 1824	1	0.01	1	0.13	0.01	0.00	0.05
<i>Mangifera indica</i> L.	51	0.73	25	3.36	1.54	0.60	1.56
<i>Melia azedarach</i> L., 1753	50	0.71	7	0.94	0.26	0.10	0.59
<i>Morinda citrifolia</i> Linn	3	0.04	2	0.27	0.04	0.02	0.11
<i>Moringa oleifera</i> Lam. 1783	2	0.03	2	0.27	0.02	0.01	0.10
<i>Muntingia calabura</i> L.	10	0.14	5	0.67	0.22	0.08	0.30
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	14	0.20	2	0.27	0.27	0.11	0.19
<i>Persea americana</i> Mill	1	0.01	1	0.13	0.00	0.00	0.05
<i>Phoenix canariensis hort. ex Chabaud</i>	16	0.23	7	0.94	3.35	1.31	0.83
<i>Phoenix loureiroi</i> Kunth	42	0.60	6	0.81	0.51	0.20	0.53
<i>Phyllanthus acidus</i> (Linnaeus, 1753) Skeels, 1909	3	0.04	3	0.40	0.05	0.02	0.16
<i>Pithecellobium excelsum</i> (Kunth) Mart	8	0.11	4	0.54	0.09	0.03	0.23
<i>Plumeria rubra</i> L.	3	0.04	2	0.27	0.02	0.01	0.11
<i>Prosopis pallida</i> (Humb. y Bonpl.Ex Willd.) Kunth	154	2.19	42	5.65	10.61	4.14	4.00
<i>Psidium guajava</i> L.	27	0.38	15	2.02	0.24	0.09	0.83
<i>Roystonea regia</i> H.B.K. Cook	279	3.97	16	2.15	19.72	7.70	4.61
<i>Sabal causiarum</i> (O. F. Cook) Becc	15	0.21	7	0.94	0.72	0.28	0.48
<i>Sagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman 1968	94	1.34	17	2.29	2.59	1.01	1.55
<i>Sapindus saponaria</i> L.	7	0.10	2	0.27	0.08	0.03	0.13
<i>Senna siamea</i> (Lam.) H.S. Irwin et Barneby	50	0.71	15	2.02	2.01	0.78	1.17
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauvais	13	0.18	4	0.54	0.32	0.12	0.28
<i>Spondias dulcis</i> Parkinson G. Forst	2	0.03	1	0.13	0.07	0.03	0.06
<i>Spondias purpurea</i> L.	17	0.24	8	1.08	0.30	0.12	0.48
<i>Swietenia macrophylla</i> King	19	0.27	4	0.54	0.17	0.07	0.29
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. y Hook.f. ex S. Moore	151	2.15	7	0.94	2.02	0.79	1.29
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC. (1845).	144	2.05	16	2.15	0.77	0.30	1.50
<i>Tamarindus indica</i> L.	19	0.27	9	1.21	1.44	0.56	0.68
<i>Terminalia catappa</i> L.	31	0.44	11	1.48	0.44	0.17	0.70
<i>Vitex gigantea</i> Kunth	14	0.20	7	0.94	0.18	0.07	0.40
<i>Washingtonia robusta</i> H. Wendl.	47	0.67	3	0.40	3.72	1.45	0.84
Total	7	032	100	74	256	100	100

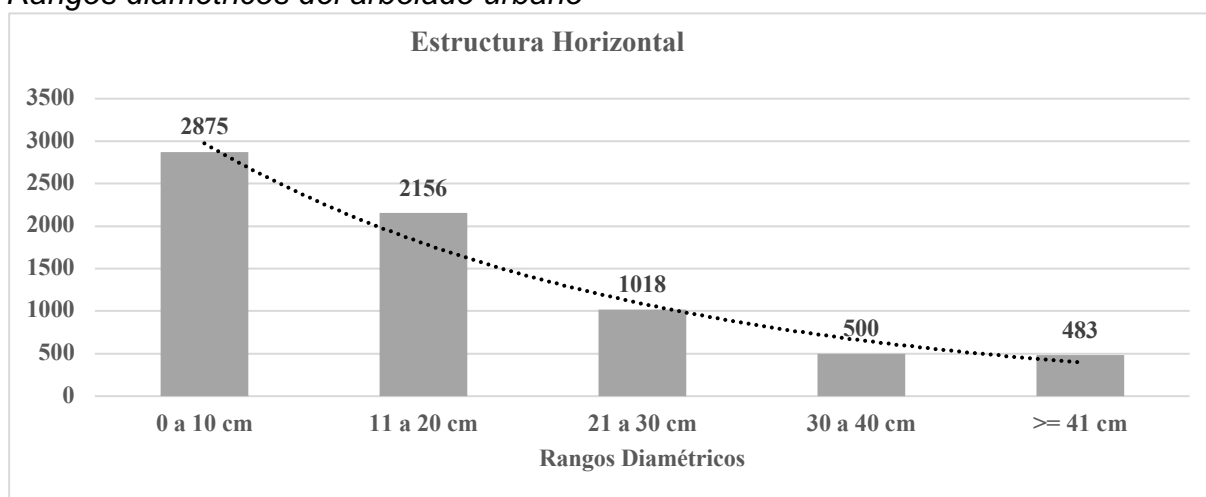
Nota: (Autores, 2026).

3.3. Estructura horizontal y vertical del arbolado

La distribución diamétrica del arbolado urbano evidenció una estructura dominada por individuos jóvenes o de reducido diámetro. El 86,02 % de los árboles censados (6.049 individuos) se ubicó en las tres primeras clases diamétricas (0–30 cm de DAP), mientras que solo el 13,98 % (983 individuos) correspondió a categorías superiores (> 31 cm de DAP). Este patrón refleja una escasa participación de árboles de mayores dimensiones dentro de las infraestructuras verdes evaluadas (Figura 3).

Figura 3

Rangos diamétricos del arbolado urbano

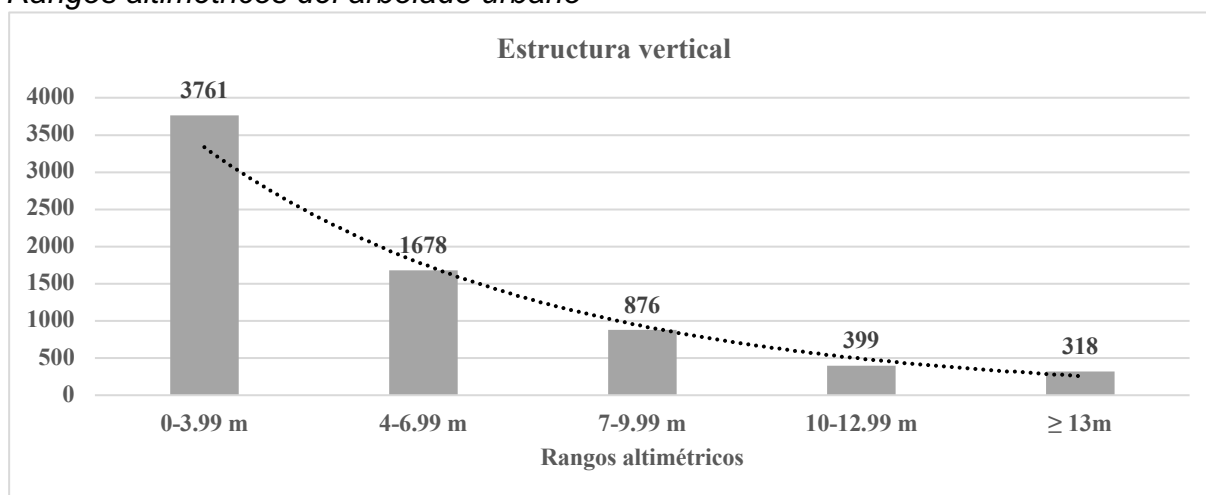


Nota: (Autores, 2026).

La estructura vertical del arbolado urbano del cantón Manta estuvo dominada por árboles de porte bajo y medio. El 89,80 % de los individuos censados (6.315 árboles) se ubicó en alturas inferiores a 10 m, mientras que solo el 10,20 % (717 individuos) correspondió a categorías altimétricas superiores. Este patrón refleja una reducida presencia de árboles de gran altura dentro de las infraestructuras verdes analizadas (Figura 4).

Figura 4

Rangos altimétricos del arbolado urbano



Nota: (Autores, 2026).

3.4. Diversidad, equidad, dominancia, similitud y origen biogeográfico

Los índices ecológicos calculados para el arbolado urbano del cantón Manta reflejaron una comunidad con elevada riqueza y diversidad de especies (Tabla 3). El índice de Margalef alcanzó un valor de 6,89, mientras que el índice de Shannon-Wiener fue de 2,81. Estos resultados evidencian una composición florística diversa y una importante representación de especies dentro de las infraestructuras verdes evaluadas. Además, sugieren la presencia de una comunidad vegetal relativamente compleja, conformada por especies que contribuyen a incrementar la diversidad biológica del entorno urbano.

La distribución de las abundancias entre especies presentó una equidad moderada (Pielou = 0,68), lo que sugiere una participación relativamente equilibrada de las especies dentro de la comunidad. De igual manera, el valor obtenido para Simpson ($1 - D = 0,90$) indicó una baja dominancia general. No obstante, algunas especies ejercen una influencia relevante sobre la estructura del arbolado, particularmente *Azadirachta indica* A. Juss. y *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit.

La similitud florística entre las unidades de análisis fue moderada, según el índice de Jaccard (48,39 %), lo que refleja diferencias parciales en la composición de especies entre los espacios evaluados. Este resultado indica que las áreas verdes comparten parte de su composición florística, aunque mantienen características propias en cuanto a la presencia y distribución de especies. Estas variaciones evidencian una heterogeneidad moderada en la composición del arbolado urbano registrado.

Por otra parte, el índice foráneo mostró que el 69,35 % de las especies registradas corresponden a taxones no nativos. En conjunto, los resultados evidencian que el arbolado urbano de Manta combina una alta diversidad florística con una marcada presencia de especies introducidas y una contribución relevante de un grupo reducido de especies dominantes en la configuración de la comunidad vegetal (Tabla 3).

Tabla 3

Índices de diversidad, equidad, dominancia, similitud y origen biogeográfico del arbolado urbano del cantón Manta.

Infraestructuras verdes del cantón Manta	Individuos	Margalef	Shannon Wiener	Equidad de Pielou	Simpson ($1 - D$)	Similitud Jaccard (%)	Foráneo (%)
147	7 032	6,89	2,81	0,68	0,90	48,39	69,35

Nota: (Autores, 2026).

3.5. Índice verde urbano

Las infraestructuras verdes evaluadas abarcaron una superficie total de 513.523 m², distribuidas en 147 espacios urbanos (Tabla 4). La cobertura arbórea representó 83.823 m² de dicha superficie, concentrada principalmente en áreas verdes recreativas. A partir de la relación entre la superficie verde disponible y la población urbana del cantón Manta, se obtuvo un índice verde urbano de 1,96 m²/hab, valor que evidencia una reducida disponibilidad de espacios verdes para la población local.

Tabla 4
Infraestructuras verdes del estudio.

Infraestructuras verdes	N	Área verde total (m²)	Cobertura arbórea total (m²)	Total, de individuos
Áreas verdes recreativas	123	446380	60492	5075
Elementos de seguridad vial	24	67143	23331	1957
Total	147	513523	83823	7 032

Nota: (Autores, 2026).

4. Discusión

El arbolado urbano que conforma las infraestructuras verdes del cantón Manta adquiere relevancia debido a los múltiples servicios ecosistémicos que proporciona, entre los que destacan la regulación microclimática, la captura de contaminantes atmosféricos, la conservación de la biodiversidad y la mejora del bienestar humano. En este contexto, la composición, estructura y diversidad del arbolado no solo determinan la magnitud de dichos servicios, sino también la capacidad de respuesta del sistema urbano frente a perturbaciones ambientales (Leal et al., 2018; Morales-Gallegos et al., 2023; Jiménez-Pozo et al., 2024; Carvajal-Benavides et al., 2025).

En términos de composición, el registro de 62 especies y 7 032 individuos, con un predominio de especies no nativas (69,35 %), evidencia un patrón ampliamente reportado en diferentes contextos urbanos de América Latina (Leal et al., 2018; Canizales et al., 2020; Vélez-Guerrero et al., 2026; Jiménez-Pozo et al., 2024; Castillo y Cabrera, 2025; Cali et al., 2025a; Cabrera et al., 2024a; Cabrera et al., 2024b). Estos resultados muestran que la presencia dominante de especies introducidas constituye una característica frecuente en numerosos sistemas urbanos de la región.

Este comportamiento probablemente responde a procesos históricos de selección y establecimiento de especies favorecidas por su valor ornamental, disponibilidad comercial y capacidad de adaptación a las condiciones urbanas. En este sentido, la elevada proporción de especies introducidas podría favorecer procesos de homogeneización biológica y limitar la resiliencia ecológica del sistema frente a futuras perturbaciones ambientales, tal como señalan Leal et al. (2018).

En relación con el índice de valor de importancia ecológica, *Azadirachta indica* A. Juss. se posicionó como la especie dominante en Manta (IVIE = 25,60 %), situación que también ha sido documentada en otros contextos locales como Jipijapa, Montecristi y Sucre (Suárez-Loor & Suárez-Loor, 2026; Castillo y Cabrera, 2025; Cabrera et al., 2024b). Sin embargo, esta configuración contrasta con lo observado en Montemorelos, donde la dominancia recae en *Fraxinus americana* (Canizales et al., 2020), y en Portoviejo, donde destaca *Albizia guachapele* (Vélez-Guerrero et al., 2026).

Asimismo, en ciudades como San Pedro Garza García se ha identificado una dominancia compartida entre especies nativas e introducidas (Jiménez-Pérez et al.,

2025). Estas diferencias evidencian que la importancia ecológica de las especies puede variar entre ciudades y responder a condiciones particulares de manejo, planificación urbana y selección de especies. En consecuencia, la dominancia observada parece estar más relacionada con factores locales que con patrones ecológicos generalizados.

Desde el punto de vista estructural, la concentración de individuos en las primeras clases diamétricas y altimétricas indica una población dominada por árboles jóvenes o de bajo porte. Este patrón ha sido asociado a procesos recientes de arborización urbana en ciudades mexicanas y ecuatorianas (Morales-Gallegos et al., 2023; Jiménez-Pérez et al., 2025; Jiménez-Pozo et al., 2024). La predominancia de individuos en categorías de menor tamaño sugiere una comunidad arbórea en proceso de desarrollo y consolidación.

Sin embargo, más allá de su carácter descriptivo, esta estructura implica ciertas limitaciones funcionales. Los individuos jóvenes suelen presentar una menor capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos en comparación con árboles de mayor tamaño y edad, especialmente en aspectos relacionados con la regulación climática, la captura de carbono y la generación de sombra. En consecuencia, los resultados sugieren que el sistema aún no alcanza una madurez estructural completa.

En cuanto a la diversidad, el índice de Margalef (6,89) supera ampliamente los valores reportados en Montemorelos (Canizales et al., 2020) y se sitúa en un rango comparable al observado en otros estudios urbanos (Leal et al., 2018; Martínez et al., 2022). De manera similar, el índice de Shannon-Wiener (2,81) refleja una diversidad relativamente alta, mientras que el índice de Simpson (0,90) confirma una baja dominancia relativa dentro de la comunidad.

No obstante, la equidad de Pielou (0,68) evidencia que la distribución de abundancias no es completamente uniforme, lo cual coincide con lo señalado por Calvo-Villalobos et al. (2018). En conjunto, estos resultados sugieren que la comunidad arbórea presenta una elevada diversidad taxonómica, aunque parte de su estructura está influenciada por especies dominantes, particularmente *Azadirachta indica* y *Leucaena leucocephala*, que concentran una proporción importante de los individuos registrados.

El valor del índice de similitud de Jaccard (48,39 %) refleja una heterogeneidad moderada en la composición florística entre las áreas evaluadas. Este resultado sugiere que las infraestructuras verdes urbanas presentan diferencias en la composición de especies, posiblemente asociadas a variaciones en el uso del suelo, las características del espacio urbano y las prácticas de manejo implementadas en cada sitio. En consecuencia, la heterogeneidad observada podría estar relacionada con la ausencia de criterios homogéneos para la planificación y gestión del arbolado urbano.

En cuanto al origen biogeográfico, el índice foráneo evidenció que el 69,35 % de las especies registradas corresponden a especies no nativas, confirmando una marcada influencia de flora introducida en la configuración del arbolado urbano del cantón Manta. Aunque la riqueza específica registrada fue elevada, la predominancia de especies exóticas refleja tendencias comunes observadas en numerosos ecosistemas urbanos.

Los programas de arborización históricamente han favorecido el establecimiento de especies ornamentales y de rápido crecimiento por encima de especies nativas (Leal et al., 2018; Canizales et al., 2020; Jiménez-Pozo et al., 2024). Esta situación puede limitar el aporte de la vegetación urbana a la conservación de la biodiversidad local y reducir la resiliencia ecológica frente a perturbaciones ambientales, especialmente cuando la representación de especies autóctonas es reducida.

En cuanto a la disponibilidad de áreas verdes, el índice verde urbano obtenido (1,96 m²/hab) continúa siendo inferior a los estándares internacionales recomendados. Esta situación coincide con lo reportado para otras ciudades ecuatorianas como Puerto López, Isidro Ayora, Montecristi y Sucre (Cali et al., 2025b; Cabrera et al., 2024a; Castillo y Cabrera, 2025; Cabrera et al., 2024b). La limitada disponibilidad de áreas verdes reduce el potencial de provisión de servicios ecosistémicos y evidencia la necesidad de fortalecer los procesos de planificación territorial y expansión de la infraestructura verde urbana.

En conjunto, los resultados evidencian que el arbolado urbano del cantón Manta presenta una elevada riqueza y diversidad florística; sin embargo, su estructura está condicionada por la predominancia de especies introducidas (69,35 % de las especies registradas), la concentración de individuos en etapas tempranas de desarrollo y una limitada disponibilidad de áreas verdes. Estas condiciones reflejan desafíos importantes para el mantenimiento de la funcionalidad ecológica y la sostenibilidad de la infraestructura verde urbana.

La literatura científica advierte que la baja representación de especies nativas y la simplificación estructural pueden comprometer la estabilidad ecológica y la resiliencia de los ecosistemas urbanos (Leal et al., 2018; Morales-Gallegos et al., 2023; Carvajal-Benavides et al., 2025). En este contexto, resulta pertinente fortalecer la gestión del arbolado urbano mediante acciones orientadas a diversificar la composición florística, incrementar la participación de especies nativas y ampliar la cobertura arbórea para mejorar la capacidad adaptativa del sistema urbano.

5. Conclusiones

La caracterización del arbolado presente en las infraestructuras verdes urbanas del cantón Manta evidenció una comunidad arbórea con una composición florística diversa, representada por un amplio número de especies y familias botánicas. Esta condición refleja una importante riqueza biológica dentro de los espacios verdes

urbanos y pone de manifiesto la contribución del arbolado a la complejidad ecológica del sistema urbano evaluado.

La estructura de la vegetación se encuentra influenciada por la dominancia de un reducido grupo de especies con alta representación dentro de la comunidad, particularmente *Azadirachta indica* A. Juss. y *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. Estas especies desempeñan un papel relevante en la configuración actual del arbolado urbano y condicionan parcialmente la distribución de los individuos dentro de las infraestructuras verdes analizadas.

El análisis estructural mostró una mayor concentración de individuos en categorías diamétricas y altimétricas inferiores, lo que indica el predominio de ejemplares jóvenes o en fases intermedias de crecimiento. Este patrón sugiere un proceso continuo de renovación del arbolado; sin embargo, también evidencia una limitada presencia de árboles de gran porte, cuya contribución a la provisión de servicios ecosistémicos suele ser más significativa.

Los índices ecológicos aplicados evidenciaron una diversidad florística relativamente alta y una distribución heterogénea de las especies entre los espacios verdes evaluados. Asimismo, la similitud florística moderada observada entre las áreas estudiadas refleja diferencias en la composición y organización de la vegetación dentro de las infraestructuras verdes del cantón. Estos resultados sugieren que los espacios analizados presentan características florísticas particulares, asociadas a la presencia diferencial de especies y a las condiciones propias de cada área verde urbana.

Desde una perspectiva biogeográfica, se determinó que las especies introducidas representan el 69,35 % del total registrado, confirmando el predominio de flora no nativa en el arbolado urbano de Manta. Esta condición resalta la necesidad de fortalecer estrategias orientadas a incrementar la participación de especies nativas en futuros programas de arborización y restauración de espacios verdes urbanos. Una mayor incorporación de flora local contribuiría a fortalecer la conservación de la biodiversidad y favorecer el equilibrio ecológico dentro de los ecosistemas urbanos.

Asimismo, el índice verde urbano alcanzó un valor de 1,96 m²/hab, cifra que evidencia una disponibilidad limitada de áreas verdes para la población. Este resultado pone de manifiesto la importancia de incorporar nuevos espacios vegetados dentro de los procesos de planificación territorial y gestión urbana del cantón. El fortalecimiento de la infraestructura verde contribuiría a mejorar la provisión de servicios ecosistémicos y las condiciones ambientales en beneficio de la población urbana.

En conjunto, los resultados muestran que, aunque el arbolado urbano de Manta presenta una composición florística diversa, persisten desafíos asociados a la predominancia de especies introducidas, la limitada cobertura verde y la estructura juvenil de la población arbórea. En este contexto, resulta fundamental consolidar acciones de planificación y gestión que promuevan la diversificación florística, el

fortalecimiento de la flora nativa y la ampliación de la infraestructura verde, con el propósito de mejorar la funcionalidad ecológica, la sostenibilidad ambiental y la calidad de vida de la población.

CONFLICTO DE INTERESES

“Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses”.

DECLARACIÓN SOBRE EL USO DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL GENERATIVA

“Los autores declaran que no utilizaron herramientas de inteligencia artificial generativa en la elaboración de este manuscrito.”

Referencias Bibliográficas

- Alanís-Rodríguez, E., Cuéllar-Rodríguez, G., Jiménez-Pérez, J., Mora-Olivo, A., & Itagaray, A. M. (2023). Estructura y diversidad del arbolado del Parque Hundido, Monterrey, Nuevo León. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 10(3), e3576. <https://doi.org/10.19136/era.a10n3.3576>
- Cabrera Verdesoto, C. A., Bermúdez Chica, J. F., Mero Jalca, O. F., García Álava, J. A., & Cali Ligua, V. L. (2024). Áreas verdes y arbolado urbano existente en el cantón Sucre, Manabí, Ecuador. *Ciencia y Tecnología*, 17(2), 40–46. <https://doi.org/10.18779/cyt.v17i2.595>
- Cabrera Verdesoto, C. A., Cali Ligua, V. L., Pinargote Choez, J. de los S., Ganchozo Quimis, M. T., & Cabrera Verdesoto, R. P. (2024). Áreas verdes y arbolado de la zona urbana del cantón Pedro Carbo, provincia del Guayas, Ecuador. *Ab Intus*, 7(14). <https://doi.org/10.5281/zenodo.14163370>
- Cali Ligua, V. L., Indacochea Ganchozo, B. S., Pardo Reyes, P. E., Briones Anchundia, G. S., & Cabrera Verdesoto, C. A. (2025). Caracterización del arbolado de las áreas verdes del cantón Pedro Carbo mediante inventario forestal e índices ecológicos. *Agrosilvicultura y Medioambiente*, 3(1), 53–61. <https://doi.org/10.47230/agrosilvicultura.medioambiente.v3.n1.2025.53-61>
- Cali Ligua, V. L., Ross Chong, R. J., Indacochea Ganchozo, B. S., Manrique Toala, T. O., & Cabrera Verdesoto, C. A. (2025). Caracterización florística, estructura y diversidad del arbolado urbano del cantón Puerto López, Manabí, Ecuador. *Ciencia y Tecnología*, 18(2), 78–85. <https://doi.org/10.18779/cyt.v18i2.977>
- Calvo-Villalobos, J. E., Bermúdez-Rojas, T., & Vega-Bolaños, H. (2018). Composición y estructura forestal del Corredor Biológico Interurbano Río Tibás, Heredia, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 15(36), 9–19. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v15i36.3426>
- Canizales Velázquez, P. A., Alanís Rodríguez, E., Holguín Estrada, V. A., 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(62), 111–135. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i62.768>
- Carvajal-Benavides, J. G., Paredes-Rodríguez, H. O., Haro-Vera, A. G., Garzón-Flores, B. H., Enríquez-Cuatín, C. A., & Rosero-Erazo, R. W. (2025). Evaluación fito física del arbolado urbano en Caranqui-Ecuador: Diversidad, riesgos y prioridades de conservación para una gestión socioecológica. *Innova Science Journal*, 3(3), 28–45. <https://doi.org/10.63618/omd/isj/v3/n3/68>
- Castillo Reyes, G. S., & Cabrera Verdesoto, C. A. (2025). Composición, estructura y diversidad del arbolado existente en la infraestructura verde urbana de Montecristi, Manabí, Ecuador. *Revista de Investigación Talentos*, 12(1), 17–34. <https://doi.org/10.33789/talentos.12.1.205>
- Cue García, J. L., Chagna Avila, E. J., Palacios Cuenca, W. A., & Carrión Burgos, A. M. (2020). Biodiversidad del componente forestal en dos campus de la Universidad Técnica del Norte, Ecuador. *La Técnica. Revista de las Agrociencias*, 10(2), 9–28. https://doi.org/10.33936/la_tecnica.v0i24.2360
- Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Manta. (2021). *Plan de uso y gestión del suelo (PUGS)*. https://manta.gob.ec/db/PDOT/pdot-pugs%202022/ordenanza/PUGS%20Manta%20v3.0_WR.pdf
- Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Manta. (2024). *Plan de desarrollo y ordenamiento territorial del cantón Manta 2024–2035: Modelo de gestión*. <https://manta.gob.ec/wp-content/uploads/2024/11/03-PDOT-Modelo-de-Gestion-2024-2035.pdf>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2012). *Índice verde urbano*. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/indice-verde-urbano/>
- Jiménez-Pérez, J., Jiménez-Quintana, P., Alanís-Rodríguez, E., Martínez-Adriano, C. A., Mora-Olivo, A., & Rubio-Camacho, E. (2025). Estructura del arbolado urbano en parques y calzadas de San Pedro Garza García, México. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 22(51), 22–32. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v22i51.8059>
- Jiménez-Pozo, L. P., Desiderio-Vera, T. X., Saltos-Merizalde, K. E., Erazo-Torres, G. E., Guamán-Guamán, R. N., Villavicencio-Abril, Á. F., & Ulloa-Cortázar, S. M. (2024). Inventario de la estructura y composición florística del arbolado urbano de la ciudad de Santo Domingo de los Colorados, Ecuador. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 21(49), 72–88. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v21i49.7256>
- Leal Elizondo, C. E., Leal Elizondo, N., Alanís Rodríguez, E., Pequeño Ledezma, M. A., 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>
- Macías-Zambrano, L. H., Delgado-Pico, A. M., & Represa Pérez, F. (2022). Percepciones y desarrollo: Análisis de los parques urbanos de Manta (Ecuador). *Encuentros. Revista de Ciencias Humanas, Teoría Social y*

- Pensamiento Crítico*, (Extra), 192–212.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.6551104>
- Martínez Juárez, G., Rodríguez Trejo, D. A., Granados Sánchez, D., Mohedano Caballero, L., & Villanueva Morales, A. (2022). Descripción del arbolado de alineación de la ciudad de Puebla por grado de marginación y vialidad. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(70), 85–111.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i70.830>
- Mieles-Giler, J. W., Guerrero-Calero, J. M., Moran-González, M. R., & Zapata-Velasco, M. L. (2024). Evaluación de la degradación ambiental en hábitats naturales. *Journal of Economic and Social Science Research*, 4(3), 65–88.
<https://doi.org/10.55813/gaea/jessr/v4/n3/121>
- Morales-Gallegos, L. M., Martínez-Trinidad, T., Hernández-De la Rosa, P., Gómez-Guerrero, A., Alvarado-Rosales, D., & Saavedra-Romero, L. de L. (2023). Diversidad, estructura y salud del arbolado en áreas verdes de la ciudad de Texcoco, México. *Bosque*, 44(2), 401–414. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002023000200401>
- Ortíz, N. L., & Luna, C. V. (2019). Diversidad e indicadores de vegetación del arbolado urbano en la ciudad de Resistencia, Chaco, Argentina. *Agronomía & Ambiente*, 39(2), 54–68.
<http://agronomiayambiente.agro.uba.ar/index.php/AyA/article/view/97>
- Pulla Morocho, E. A., & Rodríguez Ortega, B. H. (2021). Análisis del Índice Verde Urbano y crecimiento de la ciudad de Machala en los periodos 2000–2018. *Revista Científica Agroecosistemas*, 9(2), 47–52.
<https://aes.ucf.edu.cu/index.php/aes/article/view/468>
- Suárez-Loor, C. P., & Suárez-Loor, B. E. (2026). Estrategias verdes azules mejoran confort peatonal y reducen demanda energética urbana. *Revista Científica Zambos*, 5(1), 35–47. <https://doi.org/10.69484/rcz/v5/n1/149>
- Valarezo Jaramillo, S. V., Castillo, M., & Alvarado, L. (2022). El verde urbano público: Dotación, distribución y accesibilidad. Caso de estudio Loja–Ecuador. *PENSUM*, 8(8), 55–71. <https://doi.org/10.59047/2469.0724.v8.n8.34668>
- Valdez M., C. G., Guzmán L., M. A., Valdés G., A., Forougbakhch P., R., Alvarado V., M. A., & Rocha E., A. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación en un matorral espinoso prístino de Tamaulipas, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1674–1682. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.32135>
- Vélez-Guerrero, C. R., Quintero-Chere, F. E., Álvarez-Laborde, A. O., & Chévez-Franco, G. A. (2026). Efectos sobre la salud, bienestar y sostenibilidad del diseño biofílico en arquitectura. *Revista Científica Zambos*, 5(1), 25–34.
<https://doi.org/10.69484/rcz/v5/n1/165>