



**Acta Botanica
Mexicana**

Diversidad y estructura de la vegetación leñosa en cuatro bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México

Diversity and structure of woody vegetation in four urban forests of the Xalapa-Banderilla conurbation, Veracruz, Mexico

Ernesto Jara-Toto¹ , Samaria Armenta-Montero² , Ana María Aquino-Zapata³ , César I. Carvajal-Hernández^{3,4} 

Resumen:

Antecedentes y Objetivos: La urbanización ha provocado que la vegetación nativa en las ciudades se reduzca en extensión. Los bosques urbanos son refugio de biodiversidad. La conurbación Xalapa-Banderilla, Veracruz, México, por la gran superficie de remanentes de bosque mesófilo de montaña (BMM) en su zona urbana, es considerada una ciudad verde. Por lo anterior, se planteó como objetivo evaluar la diversidad y estructura de la vegetación remanente del BMM en cuatro bosques urbanos de esta región.

Métodos: Se caracterizó la estructura y composición vegetal a través de cinco parcelas de 20×20 m en cada uno de los cuatro sitios estudiados (400 m²; 0.2 ha por sitio; 0.8 ha en total). Estas parcelas presentan una estructura de bosque, con una cobertura de dosel superior a 70%. En cada parcela se contabilizó la vegetación leñosa con un diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥5 cm. Se realizaron análisis de diversidad, distribución de diámetros y alturas, y se aplicó el Índice de Valor de Importancia (IVI).

Resultados clave: Se registraron 1049 individuos de 38 familias, 55 géneros y 71 especies de plantas leñosas. En los bosques urbanos estudiados, se observó que el Clavijero-El Haya es el que mantiene la estructura y composición del BMM, mientras que El Tejar Garnica es el que presentó menos afinidad al BMM. Es decir, estos bosques urbanos se encuentran en diferentes estadios sucesionales, de acuerdo con sus historias de disturbio.

Conclusiones: Los procesos de transformación en estas áreas han modificado la composición y estructura de los fragmentos; sin embargo, resguardan especies endémicas o en alguna categoría de riesgo. Además, se trata de especies que componen el ecosistema del bosque mesófilo de montaña, el cual se encuentra seriamente amenazado, por lo que estos remanentes son de gran importancia para la conservación y más aun en ambientes urbanos.

Palabras clave: bosque mesófilo de montaña, disturbio antropogénico, diversidad vegetal, ecosistemas urbanos, especies arbóreas.

Abstract:

Background and Aims: Urbanization has led to a reduction in the extent of native vegetation in cities. Urban forests serve as a refuge for biodiversity. Xalapa-Banderilla conurbation in Veracruz, Mexico, due to its large area of remaining cloud forest (BMM by its acronym in Spanish) in the urban area, is considered a green city. Therefore, the objective was to evaluate the diversity and structure of the remaining vegetation of BMM in four urban forests in this region.

Methods: The structure and plant composition were characterized through five plots of 20×20 m in each of the four studied sites (400 m²; 0.2 ha per site; 0.8 ha in total), with a total of 0.8 ha. These plots exhibited a forest structure, with a canopy coverage exceeding 70%. Within each plot, woody vegetation with a diameter at breast height (DBH) ≥5 cm was recorded. Analyses of diversity, diameter and height distribution, and the application of the Importance Value Index (IVI) were performed.

Key results: A total of 1049 individuals belonging to 38 families, 55 genera, and 71 woody species were recorded. It was observed that Clavijero-El Haya is the urban forest that maintains the structure and composition of the cloud forest ecosystem (BMM), while El Tejar Garnica showed the least affinity to the BMM. In other words, these urban forests are in different successional stages, reflecting their disturbance histories.

Conclusions: The transformation processes in these areas have modified the composition and structure of the fragments. However, they still harbor endemic species or species classified under some risk category. These species are part of the cloud forest ecosystem, which is severely threatened. Therefore, these remaining fragments are of great importance for conservation, particularly in urban environments.

Key words: anthropogenic disturbance, cloud forest, plant diversity, tree species, urban ecosystems.

¹Universidad Veracruzana, Facultad de Biología-Campus Xalapa, Lomas del Estadio s.n., 91000 Xalapa, Veracruz, México.

²Universidad Veracruzana, Centro de Investigaciones Tropicales, José María Morelos 44, Zona Centro, Centro, 91000 Xalapa, Veracruz, México.

³Universidad Veracruzana, Instituto de Investigaciones Biológicas, Dr. Luis Castelazo Ayala s.n., Industrial Animas, 91190, Xalapa, Veracruz, México.

⁴Autor para la correspondencia: ccarvajal@uv.mx

Recibido: 23 de mayo de 2023.

Revisado: 26 de junio de 2023.

Aceptado por Marie-Stéphanie Samain: 7 de agosto de 2023.

Publicado Primero en línea: 18 de agosto de 2023.

Publicado: Acta Botanica Mexicana 130(2023).

 Este es un artículo de acceso abierto bajo la licencia Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional).

Citar como: Jara-Toto, E., S. Armenta-Montero, A. M. Aquino-Zapata y C. I. Carvajal-Hernández. 2023. Diversidad y estructura de la vegetación leñosa en cuatro bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México. Acta Botanica Mexicana 130: e2214. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm130.2023.2214>

e-ISSN: 2448-7589

Introducción

La presencia de la vegetación determina la sostenibilidad ecológica del entorno urbano, y esta se ve influenciada por la composición y estructura de la comunidad vegetal local (Threlfall et al., 2016). Sin embargo, la creciente urbanización en los últimos años ha llevado a una disminución en la extensión y distribución de la vegetación nativa en las ciudades, debido a una serie de factores intrínsecos al crecimiento urbano, como los sociales, políticos, económicos, de infraestructura, físicos y biológicos (McKinney, 2006; Von Thaden et al., 2021). Como consecuencia, se ha generado una combinación de especies exóticas y nativas en los ecosistemas urbanos, que es fomentada por la influencia humana, lo cual ha resultado en la pérdida y degradación de la estructura y funcionalidad de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos (Von Thaden et al., 2021).

En el contexto de las áreas verdes urbanas se incluyen espacios cubiertos de vegetación que se encuentran dentro de la jurisdicción de la ciudad: parques, jardines públicos y privados, jardinerías, camellones y remanentes de vegetación nativa. Dentro de estos últimos destacan las áreas de mayor extensión que conforman bosques en diferentes etapas de sucesión ecológica y que pueden encontrarse de forma fragmentada (McKinney et al., 2018; Maldonado et al., 2019; Chacón-Castillo, 2020). Estas áreas contribuyen a la regulación de la temperatura, así como de los flujos de agua, suelo y aire, reducción del ruido, y provisión de hábitat para la biodiversidad (Zefferman et al., 2018).

Es importante destacar que algunas áreas verdes urbanas albergan ecosistemas específicos de gran importancia biótica, como es el caso de las que se localizan en la zona conurbada de Xalapa-Banderilla, Veracruz, México. En esta región montañosa, se encuentran fragmentos de bosque mesófilo de montaña (BMM), caracterizados por su alta riqueza vegetal por unidad de superficie y su fuerte presión antropogénica (Rzedowski, 1996; Villaseñor y Ortiz, 2014). El BMM proporciona servicios ecosistémicos importantes, tales como hábitat para la vida silvestre, captación de agua y reducción del escurrimiento pluvial; en consecuencia, aumento de la recarga de los mantos acuíferos (Carter Berry et al., 2020). También participa en la disminución de inundaciones y sequías, y controla la erosión del suelo, entre otros servicios (Bruijnzeel, 2004). Sin embargo,

la distribución del BMM en México se ha reducido drásticamente a menos de 1% del territorio nacional (Rzedowski, 2006; CONABIO, 2010). A pesar de su importancia, el BMM enfrenta desafíos significativos debido a la deforestación y al aumento de la urbanización, lo cual ha provocado cambios en los servicios ecosistémicos como en los regímenes de precipitación y en la presencia de niebla en estos ecosistemas (Hu y Riveros-Iregui, 2016).

Por lo tanto, resulta fundamental conservar el BMM y asegurar la preservación de espacios verdes urbanos, especialmente aquellos que albergan este tipo de vegetación de gran importancia biótica. Un ejemplo de ello lo representan los bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla; la vegetación dominante es el BMM, que se distribuye en fragmentos de diferentes tamaños y grados de antropización (Williams-Linera et al., 2002) y en algunas ocasiones se encuentran bajo algún esquema de protección oficial (GOV, 2023).

La zona conurbada de Xalapa-Banderilla está influenciada por actividades humanas ligadas a la agricultura, ganadería y crecimiento urbano, dejando fragmentos como remanentes de bosque mesófilo y vegetación secundaria e incluso con áreas reforestadas y en regeneración (MacGregor-Fors et al., 2016). Esto afecta la composición y estructura vegetal de las áreas verdes urbanas ubicadas tanto en la periferia (bosque periurbano) como al interior de la ciudad (bosque urbano). Las principales causas de pérdida de vegetación en esta región son el cambio de uso de suelo, la extracción de especies, la urbanización y la apertura de caminos (Ellis et al., 2010), con una tasa anual de crecimiento urbano constante de 0.43% de 1997 a 2018 (Chacón-Castillo, 2020). Sin embargo, Xalapa-Banderilla mantiene vegetación remanente en distintos espacios de la zona conurbada, alberga siete áreas naturales protegidas (casi 300 ha de vegetación), que equivalen a más de 20% de su territorio (MacGregor-Fors et al., 2015; SEDEMA, 2023), distribuidas en camellones, calles y avenidas, así como otros parques, paseos, glorietas y demás áreas con vegetación, por lo cual es considerada una “ciudad verde”.

Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue evaluar la diversidad alfa y beta, además de la estructura y composición de la vegetación del BMM presente en cuatro bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla,



Veracruz, basado en las siguientes preguntas: 1) ¿La estructura y composición de la vegetación es igual en estos cuatro bosques urbanos?, 2) ¿Los bosques urbanos de la zona conurbada mantienen especies típicas del BMM o son una mezcla de especies nativas y exóticas?

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la zona conurbada de los municipios Xalapa y Banderilla, la cual se localiza en la región central del estado de Veracruz, México, entre las coordenadas 19°29' y 19°36' de latitud N y los meridianos 96°48' y 96°58' de longitud O, con una altitud de entre 1120 y 1700 m (Fig. 1; INEGI, 2009).

La zona presenta remanentes de bosque mesófilo de montaña en fragmentos de diferentes tamaños e historias de transformación distintas. En este trabajo se

evaluaron cuatro bosques urbanos con este tipo de vegetación; dos de ellos se ubican dentro de la ciudad de Xalapa: “El Tejar Garnica” en la sección correspondiente al Parque Natura (TEJ) y “Campus para la Cultura las Artes y el Deporte” (Campus CAD, específicamente en el Agrobosque Universitario Kaná al interior del Campus y otros espacios con regeneración natural), y dos en la periferia de la zona conurbada de Xalapa-Banderilla: “Reserva Ecológica Francisco Javier Clavijero” y “Parque El Haya” en Xalapa (considerados en su conjunto como un solo sitio, debido a que son colindantes pero administradas por el gobierno estatal y municipal respectivamente) (CLA), y “La Martinica” (MAR) en Banderilla. A excepción del Campus CAD, que está resguardado por la Universidad Veracruzana, el resto de las áreas se encuentran oficialmente protegidas por el gobierno estatal y municipal (en el caso de El Haya) (Jara-Toto, 2023) (Fig. 1, Cuadro 1).

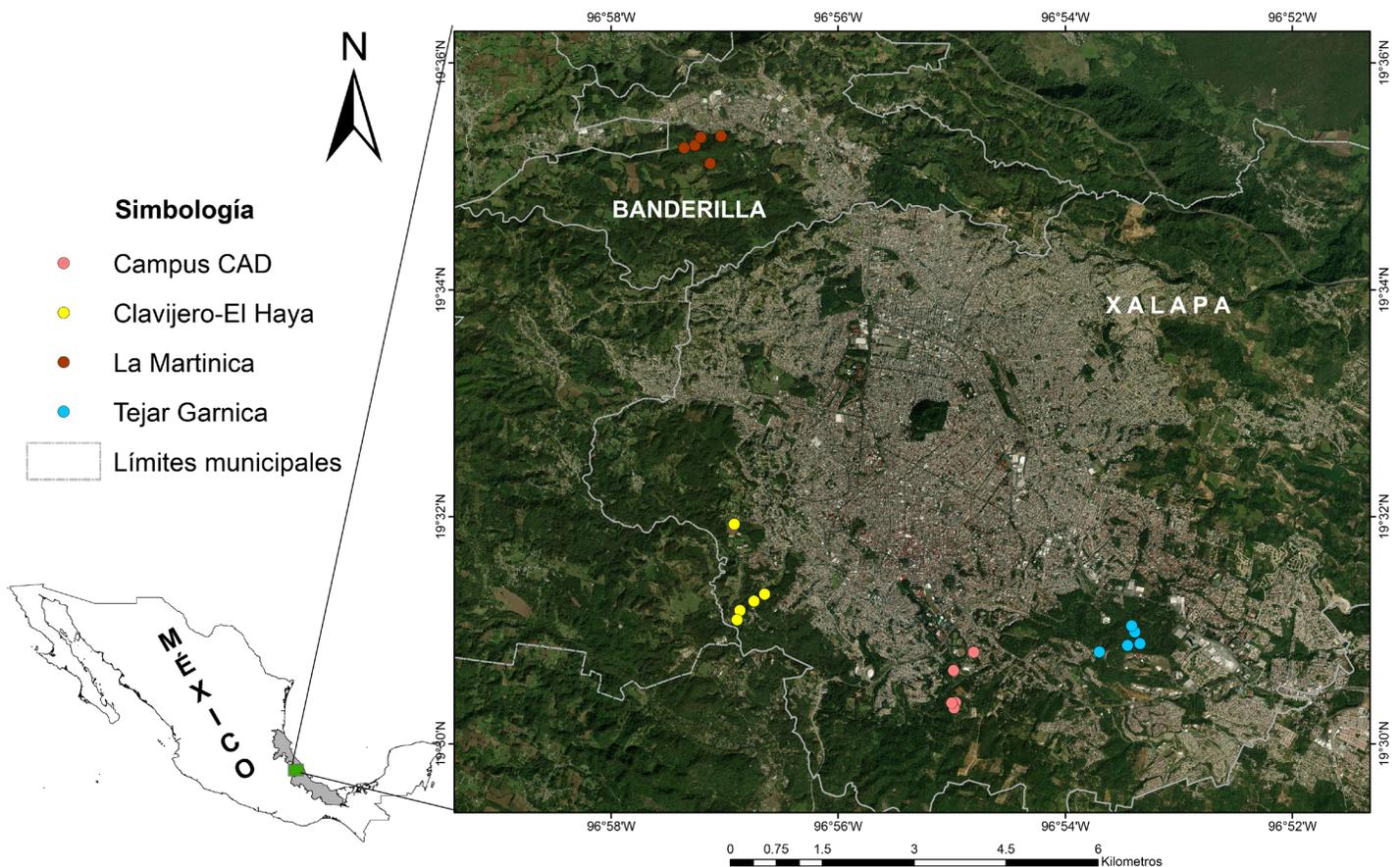


Figura 1: Ubicación geográfica de los cuatro bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México.



Cuadro 1: Descripción de los bosques urbanos considerados como sitio de muestreo en el presente estudio en la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México (Fuente: GOV, 2023). BMM=Bosque mesófilo de montaña.

Área de estudio	Extensión (ha)/Altitud (m s.n.m.)	Tipo de protección	Tipo de vegetación	Historia de transformación
Tejar Garnica (TEJ) (Mpio. Xalapa)	133.00/1310	Área natural protegida de competencia estatal (decretada en 1986)	Vegetación secundaria derivada de bosque mesófilo de montaña	Cafetal y potrero para el ganado. En algunas zonas se han realizado reforestaciones en diferentes etapas desde su decreto como área natural protegida.
Campus para la Cultura las Artes y el Deporte (Campus CAD) (Mpio. Xalapa)	28.00/1366	Bajo protección de la Universidad Veracruzana	Vegetación secundaria derivada de bosque mesófilo de montaña	En 1998, el predio convertido en un pastizal destinado al pastoreo de ganado fue cedido a la Universidad Veracruzana. Posteriormente se realizaron actividades de reforestación y transformación en jardines con elementos vegetales introducidos. En algunos espacios la vegetación se regeneró naturalmente, como el caso del Agrobosque Universitario Kaná, el cual alberga un remanente de BMM y vegetación en regeneración.
Reserva Ecológica Francisco Javier Clavijero-El Haya (CLA) (Mpio. Xalapa)	59.85/1362	Área natural protegida de competencia estatal (decretada en 2012)	Bosque mesófilo de montaña	En este sitio se conserva el bosque mesófilo de montaña en mejores condiciones de conservación de la zona de influencia de la ciudad de Xalapa. Tiene diferentes polígonos internos; en este estudio se realizó el muestreo en el administrado por la Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Veracruz que está representado por 22.06 ha. En algunas zonas se observa la presencia de especies introducidas. Además, se incluyó parte del parque ecológico El Haya, sitio vecino a Clavijero y bajo resguardo del municipio de Xalapa.
Área Natural Protegida La Martinica (MAR) (Mpio. Banderilla)	52.30/1599	Área natural protegida de competencia estatal (decretada en 2010)	Bosque mesófilo de montaña en diferentes grados de conservación	El sitio en la década de 1990 tenía extensiones de potreros que ocupaban casi la mitad de lo que hoy es el polígono actual, mientras que el resto mantenía vegetación de bosque mesófilo de montaña. Se han realizado reforestaciones y algunos espacios han tenido regeneración natural.



Trabajo de campo

Para caracterizar la estructura y composición vegetal, se establecieron cinco parcelas de 20×20 m (400 m²) en cada uno de los cuatro sitios de estudio (Fig. 1); es decir, 0.2 ha por sitio, con un total de 0.8 ha muestreadas en las cuatro áreas. Las parcelas se instalaron en espacios que presentaran una estructura típica de bosque, con una cobertura de dosel superior a 70% y evitando los bordes de los fragmentos y senderos al interior del bosque, así como las áreas reforestadas. Dentro de cada parcela se registraron y contabilizaron las plantas leñosas que tuvieran como mínimo 1.5 m de altura y un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor y/o igual a 5 cm. El DAP se midió con ayuda de una cinta diamétrica y la altura se estimó a través de un clinómetro digital (ECII-D Haglöff, Suecia).

Los individuos de las especies observadas se colectaron y herborizaron siguiendo lo propuesto por Lot y Chiang (1986). Los especímenes fueron identificados con ayuda de las siguientes claves taxonómicas: fascículos de Flora de Veracruz (Nee, 1981, 1983; Sánchez-Vindas, 1990), Flora Mesoamericana (Davidse et al., 2009), y Árboles de Los Tuxtlas (Vázquez-Torres et al., 2010). Además, se realizaron comparaciones con ejemplares disponibles en los herbarios virtuales Plants of the World Online (POWO, 2023), Red de Herbarios del Noreste de México (RHNM, 2023) y Tropicos.org (TROPICOS, 2023). También se consultó al especialista Dr. Miguel Cházaro Basáñez (Facultad de Biología-Xalapa, Universidad Veracruzana).

Las muestras fueron depositadas en los herbarios de la Facultad de Biología de la Universidad Veracruzana (XALU) y el Herbario Nacional de la Universidad Nacional Autónoma de México (MEXU) (acrónimos de acuerdo con Index Herbariorum, Thiers, 2022). El listado florístico resultante fue ordenado de acuerdo con APG IV (2016) y los nombres científicos y autores fueron corroborados de acuerdo con la base de datos de Plants of the World Online (POWO, 2023), así como del International Plant Names Index (IPNI, 2003). Se señalaron las especies que se encuentran en alguna categoría de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), así como en la UICN (IUCN, 2023). Además, se incluyó el origen de las especies registradas (nativas, endémicas y exóticas) según Villaseñor (2016).

Análisis de datos

Para evaluar la diversidad alfa, se realizaron curvas de rarefacción y la evaluación del comportamiento de la riqueza y la diversidad mediante los números de Hill, con el software iNEXT versión online (agosto 2022) (Chao et al., 2014; 2016). La comparación de la riqueza de cada sitio se calculó con la prueba de Kruskal-Wallis mediante el software Past v. 4.10 (Hammer et al., 2001). Además, se realizaron curvas de rango-abundancia utilizando el software GraphPad by Dotmatics v. 9.4.1 (GraphPadSoftware, 2022).

La diversidad beta fue evaluada con el Índice de recambio de especies de Whittaker (Moreno, 2001; Tuomisto, 2010) y se expresa mediante la siguiente fórmula:

$$\beta = \frac{S}{\alpha - 1}$$

donde S=número de especies de un conjunto de muestras y α =número promedio de especies en las muestras (alfa promedio) (Moreno, 2001). Los valores del Índice van de 0 (nulo recambio de especies) a 1 (recambio total). Adicionalmente, se realizó un análisis del escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS) para observar gráficamente la composición de especies de cada sitio. También se llevó a cabo una prueba Permanova con el Índice de similitud de Bray Curtis para determinar si existen diferencias estadísticas en la composición florística de las comunidades vegetales presentes en los diferentes sitios. Esta prueba se realizó para la totalidad de la muestra, así como para las comparaciones pareadas entre sitios. Todos estos análisis se ejecutaron con el software Past v. 4.10 (Hammer et al., 2001).

Adicionalmente, se aplicó el Índice de Valor de Importancia (IVI) que es la suma de los valores de la dominancia, densidad y frecuencias relativas de cada especie (Curtis y McIntosh, 1951). Además, se hicieron histogramas para observar gráficamente la distribución de los datos del DAP y alturas de cada uno de los sitios de estudio, con la finalidad de analizar la estructura de cada área muestreada.

Resultados

Riqueza y diversidad de especies

En un total de 0.8 ha muestreadas en cuatro bosques urbanos remanentes de bosque mesófilo de montaña, se registraron 1049 individuos de especies leñosas que presentaron un DAP \geq 5 cm. Los individuos registrados se clasificaron en 38 familias, 55 géneros y 71 especies (ver Apéndice). De



estas, 62 son nativas de México (12 son endémicas al país) y ocho exóticas. Las familias con mayor riqueza fueron: Fagaceae (8), Asteraceae (5), Melastomataceae (5). Los géneros con mayor riqueza fueron *Quercus* L. (8) y *Miconia Ruiz & Pav.* (4).

La riqueza de especies fue similar en las cuatro áreas estudiadas, y así se corroboró mediante la prueba de Kruskal-Wallis ($p=0.75$). El Campus CAD presentó la mayor riqueza (34 especies), aunque no significativamente mayor en comparación con el resto de las áreas estudiadas (Cuadro 2). La riqueza estimada por la cobertura del muestreo, obtenida a través del software iNext versión Online (Chao et al., 2014; 2016), indicó un muestreo satisfactorio en todos los sitios de estudio, sobrepasando 90% en todos los casos (Cuadro 2, Fig. 2).

Por otro lado, la diversidad alfa de los cuatro sitios señaló que el Campus CAD fue el sitio más diverso, seguido de Clavijero-El Haya y la menor diversidad se presentó en La Martinica y El Tejar Garnica (Fig. 3). En complemento, las curvas de rango-abundancia muestran que el Campus CAD fue el sitio que presentó una distribución más homogénea de sus abundancias, lo cual no sucedió con los otros

El Tejar Garnica (Fig. 3). En complemento, las curvas de rango-abundancia muestran que el Campus CAD fue el sitio que presentó una distribución más homogénea de sus abundancias, lo cual no sucedió con los otros

Cuadro 2: Riqueza de especies arbóreas que obtuvieron un DAP ≥ 5 cm, en los bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México.

Sitio	Número de familias	Número de géneros	Número de especies	Abundancia (Número de individuos)	Riqueza estimada (%)
El Tejar Garnica	21	26	33	294	94
Campus CAD	23	31	34	251	97
Clavijero-El Haya	20	24	31	198	94
La Martinica	20	23	31	306	96

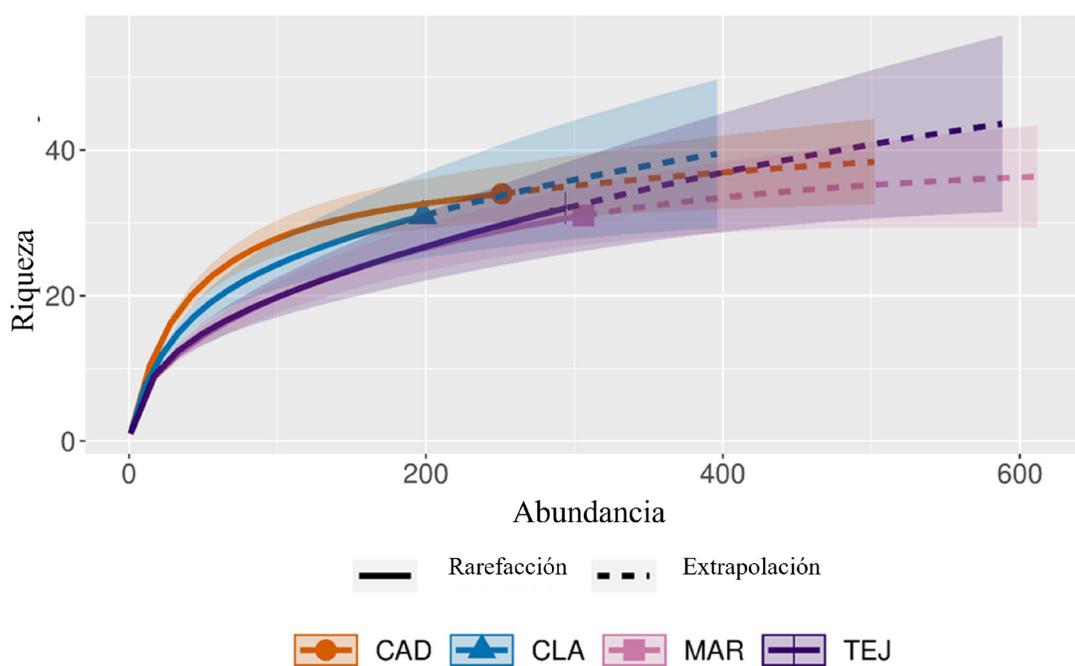


Figura 2: Curva de rarefacción y extrapolación de la riqueza estimada de especies leñosas de los bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México. CAD=Campus CAD; CLA=Clavijero-El Haya; MAR=Martinica; TEJ=Tejar Garnica.



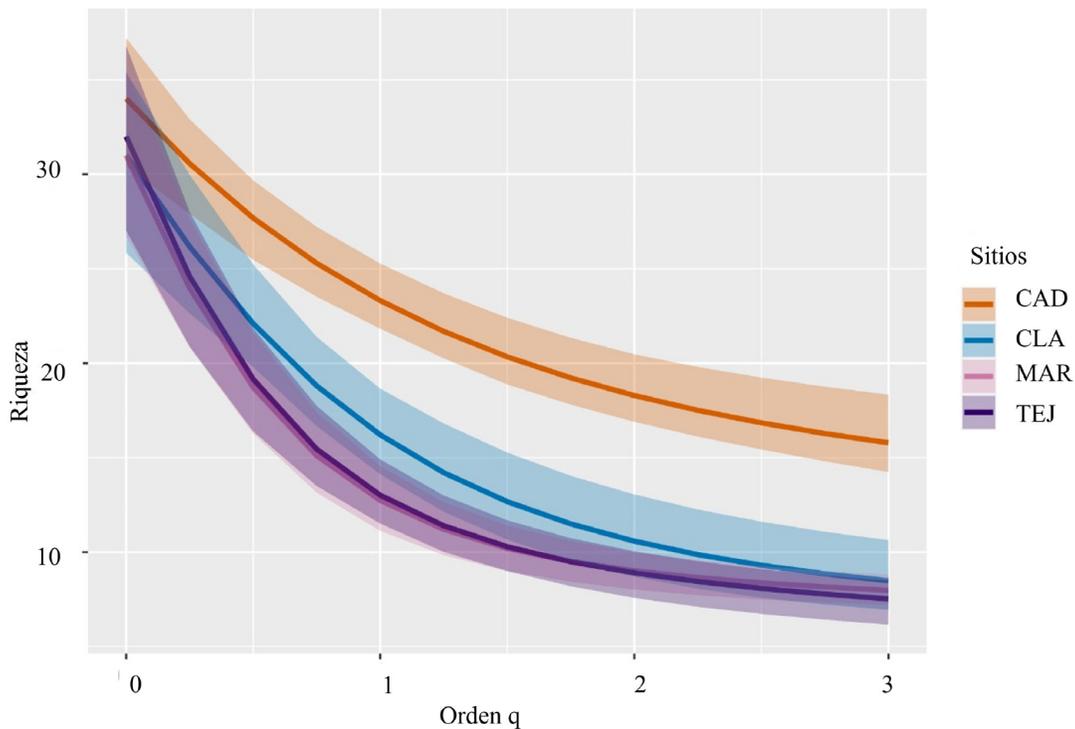


Figura 3: Riqueza de especies de vegetación leñosa encontrada en los bosques urbanos de la zona conurbada de Xalapa-Banderilla, Veracruz, México, donde q_0 =riqueza de especies, q_1 =diversidad de Shannon, q_2 =diversidad de Simpson. CAD=Campus CAD; CLA=Clavijero-El Haya; MAR=Martínica; TEJ=Tejar Garnica.

sitios, ya que La Martínica y El Tejar Garnica tuvieron varias especies con abundancias superiores a 50 individuos, contrastando con otras especies con abundancias de uno o dos individuos (Fig. 4).

Recambio de especies

De acuerdo con el Índice de Whittaker, El Tejar Garnica presenta un mayor recambio de especies comparado con La Martínica y es más afín con el Campus CAD, en cambio Clavijero-El Haya tiene un menor recambio con La Martínica (Cuadro 3). Por otro lado, el NMDS mostró una mayor distancia entre los grupos de La Martínica y Clavijero-El Haya, mientras que el Campus CAD y El Tejar Garnica se encuentran más cercanos (Stress: 0.1687) (Fig. 5). Esa distribución mostrada por el NMDS es coherente con el análisis de Permanova realizado con el Índice de similitud de Bray Curtis, el cual indica que existen diferencias entre el total de sitios ($F=2.967$; $p<0.05$). Al hacer la comparación pareada, se observa que la composición de especies de La Martínica y Clavijero-El Haya es diferente al resto de sitios ($P<0.05$, para ambos casos), mientras que el Campus CAD

y El Tejar Garnica no presentaron diferencias en su composición florística ($P=0.658$).

Estructura de la vegetación

En El Tejar Garnica, el grupo de especies más importantes de acuerdo con el IVI está compuesto por aquellas relacionadas con la vegetación secundaria, como *Dendropanax arboreus* (L.) Decne. & Planch., *Piper amalago* L., *Lonchocharpus guatemalensis* Benth. y *Heliocarpus appendiculatus* Turcz. Por su parte, el Campus CAD presentó una mezcla de especies típicas de bosques maduros como *Quercus xalapensis* Bonpl. y otras de vegetación secundaria derivada de BMM como *Liquidambar styraciflua* L. y *Myrsine coriacea* (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult. En Clavijero-El Haya hubo dominancia de especies típicas del BMM en mayor estado de madurez, como las especies del género *Quercus*; además, también se registró la especie exótica *Casuarina equisetifolia* J.R. Forst. & G. Forst. Por último, en La Martínica igualmente hubo dominancia tanto de especies secundarias (*Carpinus tropicalis* (Donn. Sm.) Lundell), como de primarias (diferentes especies del género *Quercus*) (Fig. 6).

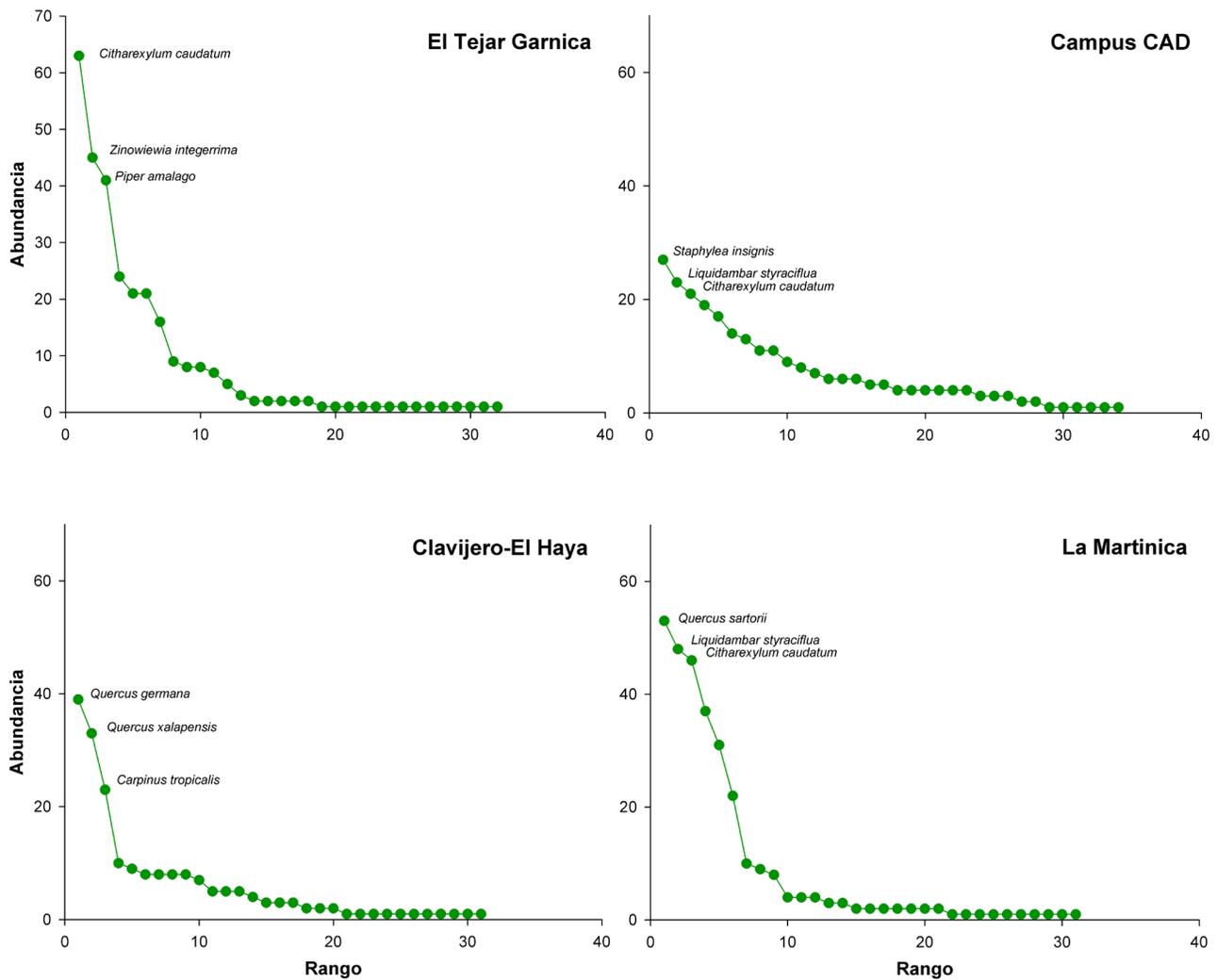


Figura 4: Curvas de rango-abundancia de las especies leñosas registradas en los bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México.

Cuadro 3: Índice de diversidad beta de Whittaker en los sitios muestreados de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México.

	El Tejar Garnica	Campus CAD	Clavijero-El Haya	La Martinica
El Tejar Garnica	0	0.48	0.58	0.74
Campus CAD		0	0.53	0.69
Clavijero-El Haya			0	0.48
La Martinica				0

Las clases diamétricas mostraron que en todos los sitios la mayoría de los individuos son juveniles (diámetros entre 5 y 15 cm), y en menor medida se observan árboles con diámetros de más de 40 cm. Se destaca que en Clavijero-El Haya existe una mayor distribución de los diámetros, ya que se registraron individuos arbóreos con

DAP superiores a 100 cm. Por otro lado, El Tejar Garnica y La Martinica fueron los sitios que presentaron mayor abundancia de árboles con diámetros pequeños (Fig. 7).

Los histogramas de las alturas mostraron que en Clavijero-El Haya y La Martinica existe una distribución más equitativa de árboles de diferentes alturas, a diferencia del



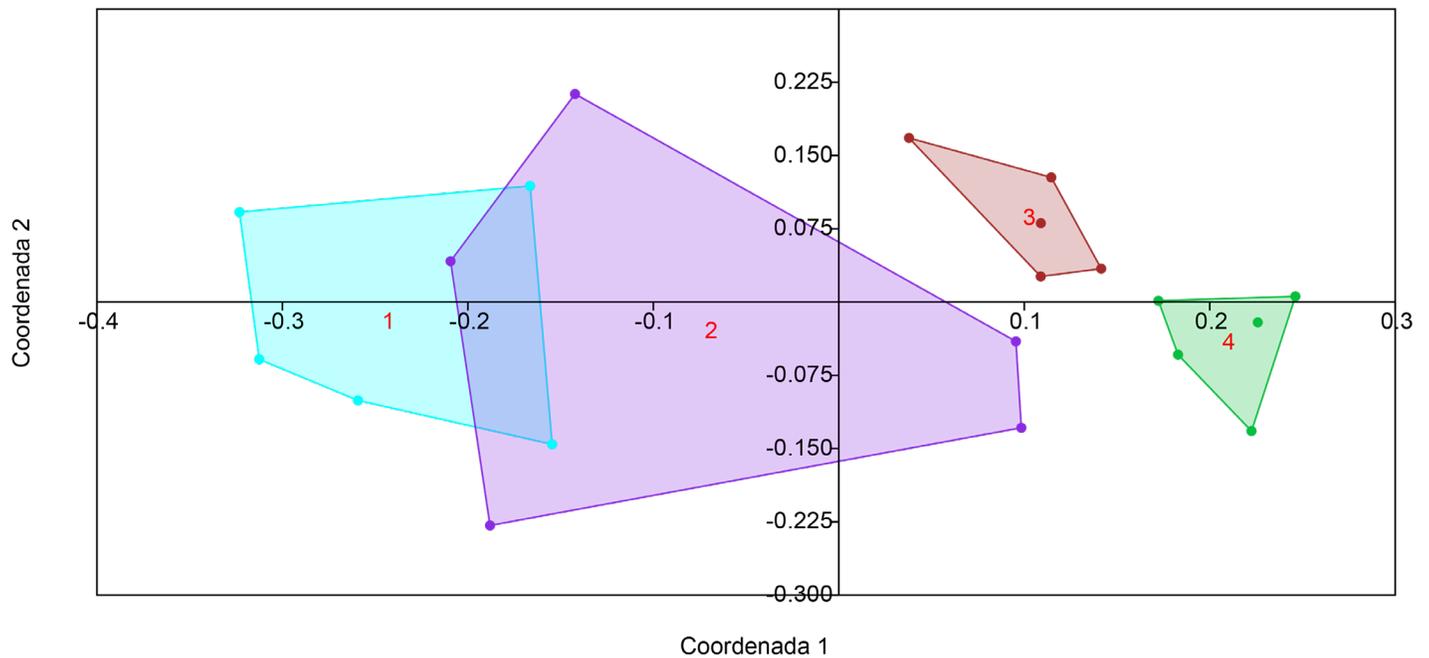


Figura 5: Escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS) de la composición de especies leñosas registradas en los bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México, con distancia de Bray Curtis. Grupo 1: El Tejar Garnica; 2: Campus CAD; 3: Clavijero-El Haya; 4: La Martinica.

Campus CAD y El Tejar Garnica, donde se registró una mayor abundancia de individuos de porte bajo (Fig. 8). Cabe mencionar que estos dos últimos bosques urbanos son los que presentan mayor densidad de individuos por hectárea, debido a que son bosques urbanos en desarrollo con arbolado en estado juvenil. No obstante, Clavijero-El Haya es el sitio que presenta un valor mayor en el área basal de los árboles que lo componen, debido a que se tratan de árboles maduros y con diámetros mayores (Cuadro 4).

En promedio, La Martinica y El Tejar Garnica son las áreas que tienen mayor densidad de plantas por hectárea, con un total de 1530 y 1475 plantas por hectárea respectivamente, indicando que existe una mayor cantidad de individuos. *Quercus sartorii* Liebm. y *Citharexylum caudatum* L., respectivamente, son las especies con mayor densidad; mientras que *Staphylea insignis* (Tul.) Byng & Christenh. en Campus CAD, y *Quercus germana* Schltl. & Cham. en Clavijero-El Haya son las más abundantes.

Discusión

Riqueza y diversidad de especies

La riqueza registrada en este estudio en los bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla representa

menos de 1% del inventario florístico del estado de Veracruz (Villaseñor, 2016). Esta baja proporción se debe en parte al muestreo en una superficie menor a una hectárea y, por otro lado, a que el listado de Villaseñor (2016) se refiere a todas las especies de la flora vascular. Sin embargo, en este estudio solo se consideraron las especies leñosas. Esta riqueza varía de acuerdo con lo registrado en otras áreas de la ciudad de Xalapa y su periferia, ya que los números reportados en otros estudios difieren según el método, la ubicación y la superficie de muestreo (Aquino-Zapata, 2007; Chávez-Alaffita, 2014; Ruíz-Montiel et al., 2014; Falfán y MacGregor-Fors, 2016; Lorea-Hernández et al., 2020). La riqueza de especies leñosas registradas en zonas fuera del área urbana generalmente es mayor comparada con la del presente estudio, lo cual puede deberse al impacto humano, lo que repercute en la diversidad vegetal (Ramírez-Marcial et al., 2001). En ese sentido, un estudio realizado en un bosque mesófilo de montaña del centro de Veracruz corrobora que la riqueza de árboles presente en fragmentos de bosque maduro decrece significativamente cuando existe una perturbación antrópica que propicia la creación de fragmentos de vegetación secundaria (Monge-González et al., 2019).

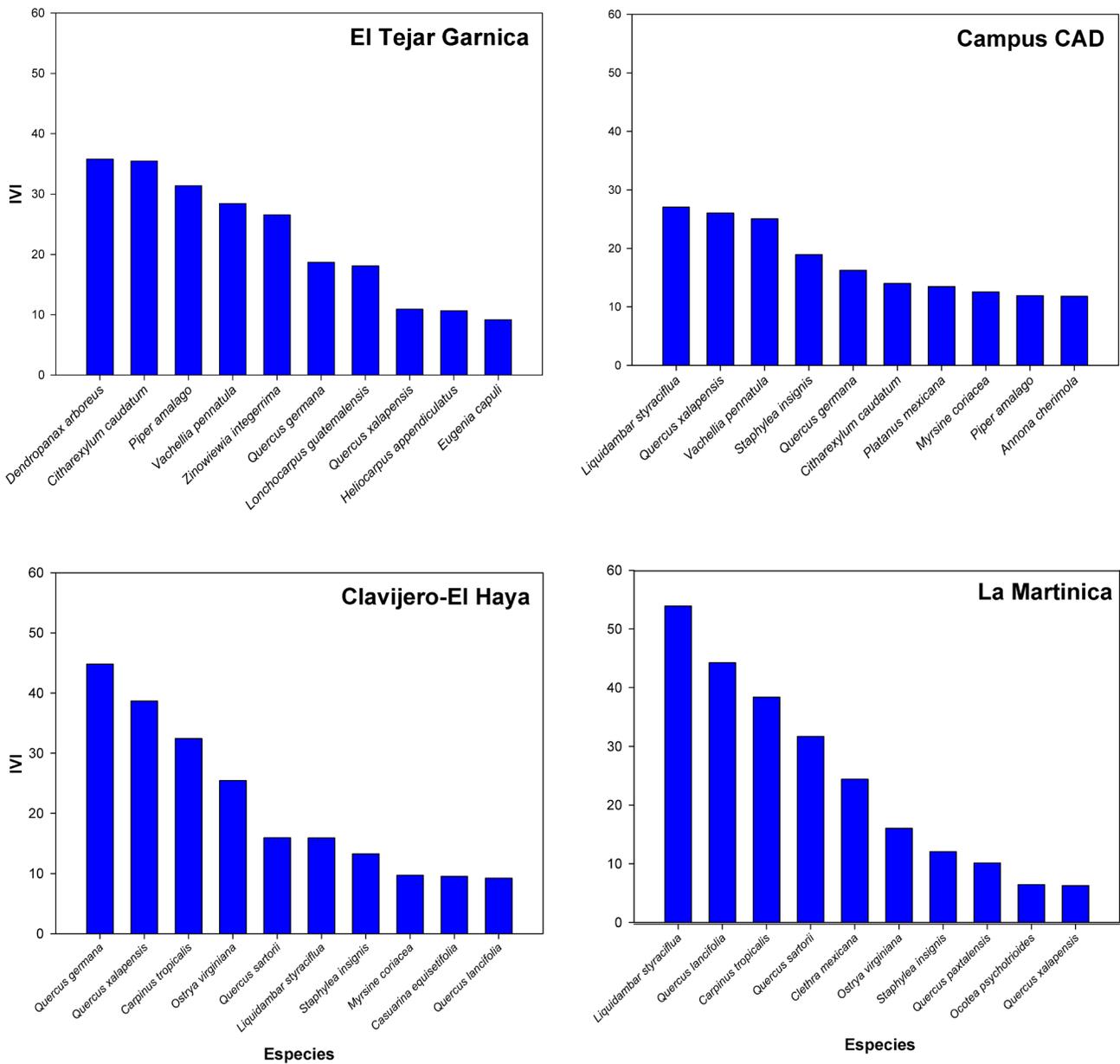


Figura 6: Especies leñosas registradas en los bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México, con los primeros diez valores más altos del índice de valor de importancia (IVI).

Cuando se comparan la riqueza registrada en este estudio con la de otros realizados en diferentes áreas de la ciudad de Xalapa, se observa que en algunos casos esta es similar. Por ejemplo, [Aquino-Zapata \(2007\)](#) registró 80 especies leñosas en un área natural protegida denominada Molino de San Roque, localizada al interior de la ciudad de Xalapa. Cabe destacar que en dicho estudio se realizó un inventario exhaustivo, mientras que en el presente trabajo fue a través de parcelas, lo que limitó la superficie muestreada. En particular, en un estudio realizado en El

Tejar Garnica, utilizando un método de recolección intensiva, se registraron 22 especies de árboles, que es una cifra inferior a la encontrada en esta investigación en la misma área ([Hernández-Cázares, 2022](#)). Para La Martinica recientemente se reportaron 37 especies leñosas en 1.25 has de muestreo ([López-Álvarez et al., 2021](#)), lo que indica que en una superficie mayor a la que se realizó en la presente investigación, se registró una riqueza similar, aunque en el trabajo citado solo fueron incluidos los árboles mayores a 10 cm de DAP. De igual forma, [Falfán y MacGregor-Fors](#)



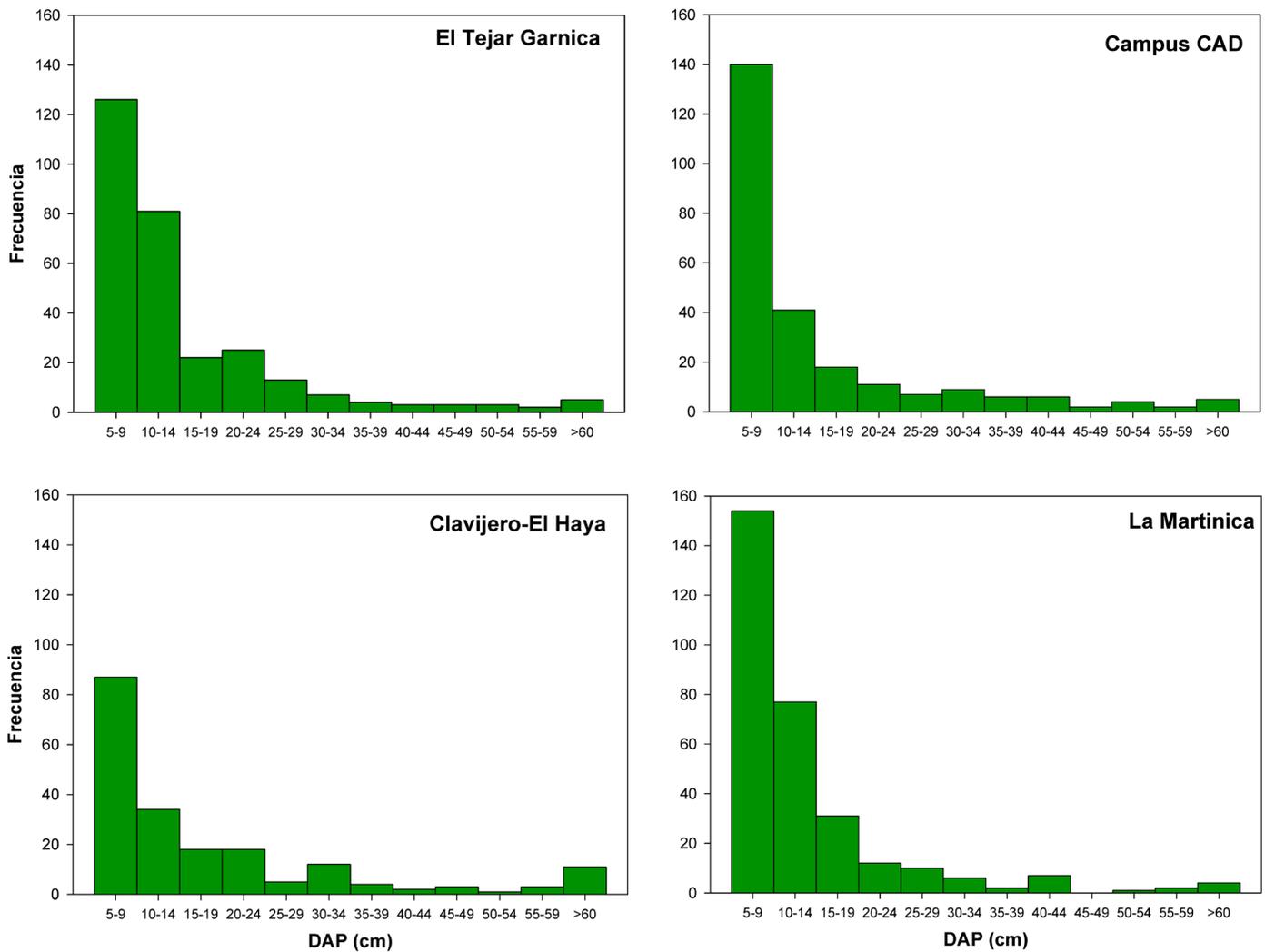


Figura 7: Histogramas del diámetro a la altura del pecho (DAP) (cm) de las especies leñosas registradas en los bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México.

(2016), en un conteo de los árboles distribuidos en toda la ciudad de Xalapa (incluyendo camellones o jardines), registraron 140 especies leñosas, incluyendo nativas y exóticas, aunque estas últimas representaron más de la mitad de las especies totales.

Estas diferencias en el número de especies indican que los métodos empleados son distintos porque obedecen a objetivos diferentes, y por lo tanto los resultados son diversos, en este caso, reflejados en el número de especies registradas. También la riqueza de especies se modifica por los diferentes impactos antrópicos constantes e historias de transformación de los espacios verdes en la ciudad (Cuadro 1), ya que estos sitios muestreados han tenido procesos de degradación, y lo que se observa actualmente son fragmen-

tos de vegetación secundaria en su mayoría. No obstante, a pesar de las presiones antropogénicas a los bosques urbanos que en proporción pueden contener menos especies que las registradas en los camellones y jardines de la ciudad (Falfán y MacGregor-Fors, 2016), es interesante destacar que siguen manteniendo comunidades vegetales ricas, con representantes de la flora nativa del bosque mesófilo de montaña y conservan especies en alguna categoría de riesgo o endémicas al país.

Al clasificar todas las especies según su origen geográfico, se registraron 59 especies nativas al país y siete especies exóticas. De acuerdo con Falfán y MacGregor-Fors (2016), los árboles y arbustos nativos se ubican principalmente en áreas periféricas de Xalapa, mientras que los



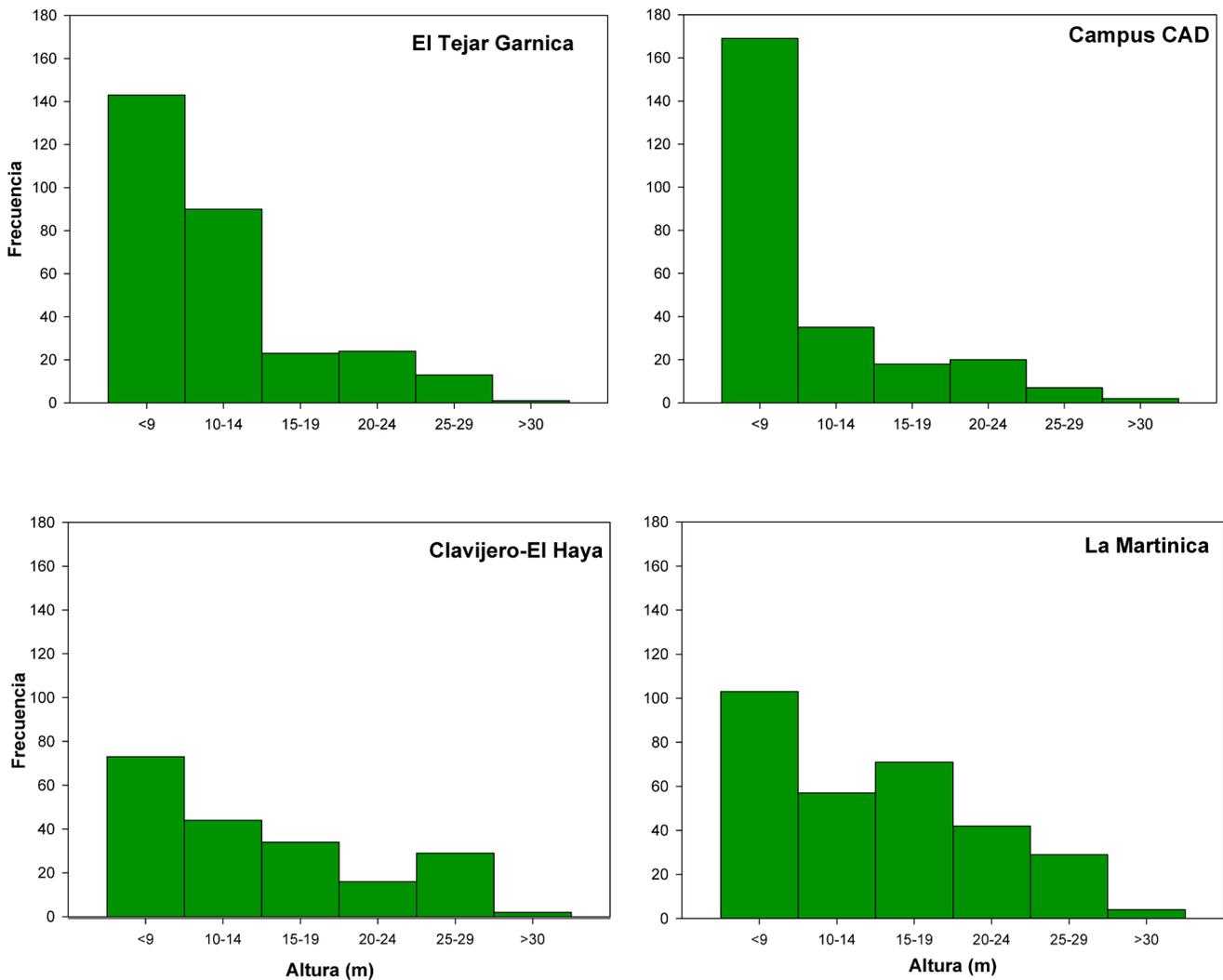


Figura 8: Histogramas de alturas de las especies leñosas (m) registradas en los bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México.

Cuadro 4: Promedio y desviación estándar de las variables analizadas de estructura de los bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México. DAP=Diámetro a la altura del pecho; arb=árboles.

Bosque Urbano	Altitud	Área basal (m ² /ha)	DAP (cm)	Altura (m)	Densidad (arb/ha)
El Tejar Garnica	1310	0.16±0.40	14.92±13.38	11.20±5.50	46±75
Campus CAD	1366	0.19±0.56	14.86±16.27	9.88±5.73	37±35
Clavijero-El Haya	1362	0.33±1.14	19.08±21.89	13.48±7.19	32±46
La Martinica	1599	0.16±0.72	13.57±14.66	14.20±6.80	49±78

exóticos se distribuyen al interior de la ciudad. Esta observación fue confirmada por el presente estudio, ya que las especies exóticas se registraron principalmente en los sitios con mayor influencia de la urbanización como El Tejar Garnica y Campus CAD. Si bien estos espacios mantie-

nen conectividad con algunos fragmentos de vegetación de los alrededores de la ciudad, un gran porcentaje de su perímetro está rodeado de la mancha urbana y han tenido procesos de transformación que involucraron la propagación de especies exóticas, como el café en El Tejar Garnica



o de árboles ornamentales en el Campus CAD. Es necesario aclarar que, en el Campus CAD, el muestreo se realizó en los fragmentos de vegetación secundaria sin considerar los senderos donde fueron introducidas especies exóticas.

Las especies exóticas encontradas en este estudio ya han sido reportadas antes para el BMM en la región de Xalapa, Veracruz (López-Gómez, 2004; Ruíz-Montiel et al., 2014; Falfán y MacGregor-Fors, 2016). La presencia de especies exóticas en los bosques urbanos no demerita la importancia de estas áreas, ya que no son del tipo invasoras, y no significan un problema con relación a que estén cambiando la dinámica de los ecosistemas de forma radical. En ocasiones pueden convertirse en un recurso más para la fauna, como es el caso de *Rhaphiolepis bibas* (Lour.) Galasso & Banfi o *Citrus* spp., las cuales se han observado siendo consumidas por aves (obs. pers.). Sin embargo, se sugiere la realización de estudios que profundicen en estos aspectos.

Recambio de especies

De acuerdo con los análisis de diversidad beta, el Campus CAD y El Tejar Garnica fueron los que presentaron menor recambio de especies. Esto puede deberse a la cercanía geográfica, ya que entre estos dos sitios hay una distancia de apenas 2.4 km. Además, ambos sitios tuvieron un mayor impacto previo, ya que los fragmentos de vegetación que se observan en la actualidad se establecieron de forma natural después del abandono de potreros y cultivos de café. Asimismo, son áreas ubicadas al interior de la ciudad y probablemente estén sujetas a una homogeneización de la diversidad debido al filtro ambiental (aumento de temperatura, cambios edáficos, sequía, etc.), que la antropización propicia y que no todas las especies toleran (Dolan et al., 2017). Lo anterior se ha demostrado en zonas con alto impacto antrópico como es el caso de las áreas verdes urbanas (McKinney, 2008; Tobías-Baeza et al., 2019). Sin embargo, son necesarios estudios para corroborar dicha situación (p. ej., análisis de rasgos funcionales como respuesta a ambientes antropizados en esos sitios de estudio). Este mismo patrón, de menor recambio de especies en sitios con menor distancia geográfica, se observó también en estas mismas áreas con el grupo de las plantas epífitas (Hernández-Zamora, 2022).

Si bien la distancia geográfica es un factor que puede determinar el recambio en la composición de las comunidades, no es la única explicación (Soininen et al., 2007). Como ejemplo de ello, entre el Clavijero-El Haya con respecto a El Tejar Garnica y Campus CAD la distancia es de 4.5 y 2.4 km, respectivamente. A pesar de las distancias cortas de Clavijero-El Haya con respecto a los otros sitios, este difiere en su composición. Se puede explicar por la historia de cada sitio, ya que las diferencias estructurales de estos bosques son el reflejo de los procesos de transformación de cada uno de ellos (Cuadro 1). Por ejemplo, El Tejar Garnica y Campus CAD antes presentaban potreros, áreas desnudas o el establecimiento de cafetales. Sumado a lo anterior, en El Tejar Garnica, al ser un sitio que se encuentra inmerso dentro de la ciudad, se dificulta la posible dispersión de especies. Esto se relaciona con el hecho de que la dinámica en las ciudades promueve la homogenización de la biodiversidad al favorecer la presencia de especies adaptadas a condiciones que pueden ser estresantes, dejando en desventaja a otras especies que no logran establecerse en las zonas urbanas (McKinney, 2006). Considerando esto, se corrobora que la perturbación antropogénica es un factor que determina la composición del ensamble de la flora, reduciendo la riqueza y favoreciendo el recambio de especies entre las áreas con mayor impacto, con respecto a las que han tenido impactos antropogénicos menores. Lo anterior se ha documentado con diferentes grupos de plantas en la región montañosa del centro de Veracruz (Carvajal-Hernández et al., 2017; Gómez-Díaz et al., 2017; Monge-González et al., 2019; Bautista-Bello et al., 2019; Guzmán-Jacob, et al., 2020).

El bosque mesófilo es muy variable en composición, pues se encuentra en sitios montañosos que por la condición orográfica presentan mayor heterogeneidad ambiental, y esto a su vez modifica las condiciones microclimáticas y/o edáficas, limitando o favoreciendo la presencia de algunas especies (Rzedowski, 2006; Carvajal-Hernández et al., 2014). Por lo tanto, la altitud y la heterogeneidad topográfica son otros factores que explican el recambio de especies en los bosques mesófilos (Williams-Linera et al., 1996; Monge-González et al., 2019). Esta situación puede darse en La Martinica, ya que tiene una diferencia altitudinal de 250 m respecto al resto de los sitios, y es la que presenta



mayor recambio de especies respecto al resto de bosques evaluados.

Estructura de la vegetación

De acuerdo con los resultados obtenidos, La Martinica se caracteriza por tener los árboles más altos y los menores diámetros. Lo anterior es un reflejo de los procesos de recuperación que están sucediendo en el área, ya que los diámetros delgados son indicativos de un bosque en sucesión (Lahoti et al., 2020). Además, si se consideran los datos de la composición del sitio, se observa que *Carpinus tropicalis* y *Liquidambar styraciflua* son las especies dominantes que habitan en estadios intermedios de la sucesión ecológica en los bosques mesófilos de montaña (Rzedowski, 2006; Niembro-Rocas et al., 2010), y *L. styraciflua* es pionera de este tipo de vegetación (Mohan et al., 2007).

Dicha situación se refuerza también con el análisis de grupos vegetales considerados indicadores, como lo son las epífitas, ya que en un estudio previo se registró que este fragmento de bosque tiene, en proporción, menos de 50% de especies epífitas en comparación con grupos afines, pero que se encuentran de forma terrestre; además, en su mayoría presenta especies generalistas que sobreviven en condiciones de perturbación (Hernández-Zamora, 2022). Lo anterior corrobora que La Martinica es un bosque en regeneración. Sin embargo, debido a su conectividad con otros fragmentos de bosque mesófilo de montaña, la sucesión está ocurriendo de forma natural, con la incorporación de especies típicas de BMM, como *C. tropicalis* y *L. styraciflua* (Jardel et al., 2001; Sánchez-Velásquez et al., 2008).

Las actividades humanas, como el establecimiento de un cafetal en el pasado, han impactado la estructura y composición de la vegetación en El Tejar Garnica, el cual presentó los mayores cambios en su estructura y composición con respecto a lo que representa el bosque mesófilo de montaña. En este lugar se registraron especies tropicales con mayor afinidad a altitudes menores que no son características del BMM de la zona de estudio (p. ej., *Vachellia pennatula* (Schltdl. & Cham.) Seigler & Ebinger). Además, aunque se observaron algunos árboles de grandes diámetros del género *Quercus*, que son remanentes del bosque mesófilo, las especies más dominantes fueron *Dendropanax arboreus*, *Citharexylum caudatum* y *Piper*

amalago, las cuales están asociadas a sitios en sucesión. Por ejemplo, *D. arboreus* puede ser dominante en BMM después de una modificación antropogénica (Gallardo-Hernández et al., 2008). De igual forma, los individuos del género *Lonchocarpus* Kunth, también asociado a vegetación secundaria, fueron de los más dominantes en el sitio (Rzedowski, 2006; Niembro-Rocas et al., 2010). Por otro lado, el género *Piper* L. está presente en la primera etapa de sucesión en áreas post-disturbio en el Neotrópico (Hooper, 2008), lo que indica que la estructura de la vegetación de El Tejar Garnica se encuentra estructuralmente dominada por vegetación secundaria.

La presencia de las especies mencionadas, junto con la distribución de alturas y diámetros de los árboles, indican que El Tejar Garnica se encuentra en un estado sucesional intermedio lento, debido a la mezcla de especies típicas del bosque mesófilo, además de especies tropicales con afinidad a sobrevivir en ecosistemas de zonas de menor altitud con climas más cálidos (Jardel et al., 2014). Lo anterior probablemente es causado por el aislamiento que le ha conferido el crecimiento de la zona urbana, siendo escasos los puntos de conectividad con fragmentos de vegetación grandes, reduciendo aparentemente el intercambio de especies vegetales y modificando el microclima. Sin embargo, se requieren mayores estudios de conectividad, dispersión de especies o evaluación del microclima en las islas de calor generadas en la ciudad para corroborar esto.

En contraste, el Clavijero-El Haya presentó una estructura más similar a la de un bosque mesófilo de montaña, representado por bosques densos con algunos árboles que superan 180 cm de diámetro (Rzedowski, 2006). La dominancia de diferentes especies del género *Quercus*, así como de *Liquidambar styraciflua*, *Carpinus tropicalis*, *Ostrya virginiana* (Mill.) K. Koch o *Clethra mexicana* DC., indica que de los cuatro sitios evaluados el Clavijero-El Haya fue el que presentó mayor afinidad al ecosistema típico de bosque mesófilo de la región y que se encuentra en una etapa de mayor madurez (Gual y González, 2014). Además, en este sitio se registró previamente la mayor cantidad de especies epífitas de las mismas cuatro áreas evaluadas (Hernández-Zamora, 2022). Este grupo es considerado sensible a las perturbaciones antrópicas, ya que se ha demostrado que cuando la estructura del bosque mesófilo de monta-



ña se modifica, también cambia el microclima y las epífitas son más sensibles a dichos cambios, como los helechos (p. ej., algunas especies de Hymenophyllaceae) (Krömer et al., 2014; Carvajal-Hernández et al., 2014, 2017). La presencia de un mayor número de plantas epífitas y el registro de especies de helechos indicadores de conservación dentro de este bosque (Dubuisson et al., 2003; Carvajal-Hernández et al., 2017), tal vez se deba a que este sitio genera condiciones microclimáticamente adecuadas para el establecimiento de estos grupos sensibles.

A pesar de que el Clavijero-El Haya presenta condiciones de bosque mesófilo en buen estado de madurez y que el sitio se encuentra protegido por el Gobierno del Estado de Veracruz y por el Municipal de Xalapa, respectivamente, no lo exime de procesos de transformación ocasionados por la cercanía con los habitantes de la ciudad de Xalapa y las modificaciones que se hacen en este sitio. Los bordes del fragmento de bosque se encuentran impactados antropogénicamente. Incluso en el interior de esta zona en su conjunto (incluyendo el Parque El Haya) existen plantaciones forestales de *Pinus* L., presencia de especies exóticas y extracción de elementos del bosque (suelo, plantas, leña, etc) (obs. pers.).

Por su parte, el Campus CAD presentó una estructura similar al bosque mesófilo de montaña, con árboles del género *Quercus*, con diámetros mayores a 100 cm. A pesar de la fuerte modificación en los espacios verdes del Campus CAD con la introducción de especies exóticas (Chávez-Alaffita, 2014), en este estudio la estructura del fragmento de bosque analizado se explica debido a que se realizó el trabajo en un remanente de bosque mesófilo denominado Agrobosque Universitario Kaná. Este contiene encinos, liquidámbar y otras especies típicas del bosque mesófilo. Sin embargo, la historia del sitio indica que en la década de 1990 este predio era un potrero destinado a la ganadería (Cuadro 1). Debido a esto, también se pueden observar con valores altos de IVI algunos taxa como *Vachellia pennatula*, *Piper amalago* (características de vegetación secundaria) o incluso el registro de una especie exótica como *Annona cherimola* Mill. Lo anterior indica que el sitio, a pesar de tener especies típicas del bosque, también presenta una mezcla de elementos vegetales que dominan la estructura de la vegetación y que son producto de diferentes procesos

de antropización, como la introducción de ganado o la reforestación con especies exóticas o comestibles.

De acuerdo con Williams-Linera (2007), en Veracruz los árboles con diámetros mayores a 1 m de diámetro son escasos y se encuentran en bosques ubicados a mayor altitud y lejos de grandes asentamientos humanos. Esto tiene relación directa con el impacto antropogénico, ya que las diferentes actividades modifican la estructura de la vegetación; por lo cual, a mayor cercanía con áreas urbanas, la estructura de los bosques se ve modificada. Esta situación se observa claramente en los bosques urbanos considerados en este estudio, ya que por la cercanía con la ciudad, las historias y los procesos de transformación de cada área, los árboles con diámetros menores son más comunes.

Es necesario mencionar que el hecho de que existan perturbaciones de diferente intensidad en las áreas de estudio no significa necesariamente un efecto negativo, ya que los ecosistemas en la actualidad, y más aún dentro o en la periferia de las ciudades, tienen componentes de ambientes originales, pero también de espacios intervenidos por los humanos. A pesar de lo anterior, los espacios verdes remanentes mantienen riqueza de especies y la estructura de la vegetación puede ser refugio de especies dependientes, nativas e incluso endémicas, además de mantener y proporcionar servicios ecosistémicos (Karuppannan et al., 2014; Lepczyk et al., 2017).

Conclusiones

Los cuatro bosques urbanos estudiados en la ciudad de Xalapa son un ejemplo de que los ecosistemas de las ciudades se encuentran en condiciones diferentes a las originales. Los resultados del presente estudio demuestran que, si bien la riqueza reportada en las áreas verdes "en general" es baja, el número de especies reportado por sitio es destacable si se compara con bosques en mayor estado de madurez. Respecto a la pregunta planteada, se concluye que la estructura y composición de la vegetación es diferente entre los sitios de estudio y que están en función del impacto antropogénico al que está sometida el área. Sin embargo, a pesar de las presiones antropogénicas, se resguardan especies endémicas o en alguna categoría de riesgo. Además, se trata de especies que componen el ecosistema del bosque mesófilo de montaña, el cual se encuentra seriamente



amenazado, por lo que estos remanentes tienen un gran valor para la conservación y más aún en ambientes urbanos. Por lo tanto, los bosques urbanos representan bastiones de biodiversidad en la ciudad que están contribuyendo a la conservación de especies y servicios ecosistémicos, tan necesarios para lograr la convivencia entre el crecimiento urbano y el patrimonio natural.

Contribución de autores

CICH concibió las ideas, diseñó el estudio, participó en el trabajo de campo y analizó datos. EJT, SAM y AMAZ condujeron el trabajo de campo, procesaron las muestras y participaron en el análisis de datos. CICH, SAM y EJT escribieron el manuscrito. Todos los autores participaron en la revisión del documento en sus diferentes secciones.

Financiamiento

Este estudio fue financiado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), mediante el proyecto de Ciencia de Frontera N° 64358 “Funcionalidad socioecológica de áreas verdes urbanas neotropicales”.

Agradecimientos

A la Secretaría de Medio Ambiente, por los permisos otorgados para realizar trabajo de campo en las áreas verdes urbanas que se encuentran bajo su custodia. Agradecemos también al Centro de Investigaciones Tropicales (CITRO-UV), por el permiso otorgado para realizar el trabajo de campo en el Agrobosque Universitario Kaná al interior del Campus CAD. A Jazmín Contreras López y Rodrigo Carral Domínguez, por el apoyo en campo. A Hiram Ramírez Briceño, por la facilitación de algunos de sus especímenes de referencia colectados en el bosque de Clavijero. A Hermann Bojórquez Galván, por su ayuda en la identificación de Melastomataceae. A Miguel Cházaro Basáñez, por su ayuda en la identificación de algunas de las especies cuyas muestras no se encontraron fértiles. Finalmente agradecemos a los revisores anónimos, quienes con sus comentarios ayudaron a enriquecer sustancialmente este artículo.

Literatura citada

APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants:

APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181(1): 1-20. DOI: <https://doi.org/10.1111/boj.12385>

Aquino-Zapata, A. M. 2007. Flora vascular del Área Natural Protegida Molino de San Roque (Cerro de las Garzas), Xalapa, Ver. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México. 80 pp.

Bautista-Bello, A. P., J. C. López-Acosta, G. Castillo-Campos, J. A. Gómez-Díaz y T. Krömer. 2019. Diversidad de arbustos a lo largo de gradientes de elevación y perturbación en el centro de Veracruz, México. *Acta Botanica Mexicana* 126: e1369. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm126.2019.1369>

Bruijnzeel, L. A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104(1): 185-228. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>

Carter Berry, Z., K. W. Jones, L. R. Gomez Aguilar, R. G. Congalton, F. Holwerda, R. Kolka N. Looker, A. S. M. Lopez Ramirez, R. Manson, A. Meyer, L. Muñoz-Villers, P. Ortiz Colin, H. Romero-Urbe, L. Saenz, J. J. Von Thaden, M. Q. Vizcaíno Bravo, G. Williaams-Linera y H. Asbjornsen. 2020. Evaluating ecosystem service trade-offs along a land-use intensification gradient in central Veracruz, Mexico. *Ecosystem Services* 45: 101181. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101181>

Carvajal-Hernández, C., T. Krömer, J. C. López-Acosta, J. Gómez-Díaz y M. Kessler. 2017. Conservation value of disturbed and secondary forests for ferns and lycophytes along a subtropical elevational gradient. *Applied Vegetation Science* 20(4): 662-672. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12318>

Carvajal-Hernández, C. I., T. Krömer y M. Vázquez-Torres. 2014. Riqueza y composición florística de pteridiobiontes en bosque mesófilo de montaña y ambientes asociados en el centro de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85(2): 491-501. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.41292>

Chacón-Castillo, D. 2020. Áreas potenciales para la conservación en Xalapa, Veracruz y conurbados: cobertura y almacenes de carbono. Tesis de maestría. Centro de Investigaciones Tropicales. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México. 224 pp.

Chao, A., N. J. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. H. Ma, R. K. Colwell y A. M. Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation



- with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84(1): 45-67. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao, A., K. H. Ma y T. C. Hsieh. 2016. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Program and User's Guide. National Tsing Hua University. Hsin-Chu, Taiwan. http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/inext-online/ (consultado noviembre de 2022).
- Chávez-Alaffita, L. 2014. Áreas naturales urbanas intervenidas como espacios públicos abiertos. Caso de estudio: la Ciudad de Xalapa, Ver. (2003-2013). Tesis de maestría. Facultad de Arquitectura, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México. 125 pp.
- CONABIO. 2010. El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México. 197 pp.
- Curtis, J. T., y R. P. McIntosh. 1951. An upland forest continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology* 32 (3): 476-496. DOI: <https://doi.org/10.2307/1931725>
- Davidse, G., M. Sousa, S. Knapp y F. Chiang. 2009. Flora Mesoamericana, Volumen 4, parte 1, Cucurbitaceae a Polemoniaceae. Universidad Nacional Autónoma de México, Missouri Botanical Garden, The Natural History Museum. Cd. Mx. México. 855 pp.
- Dolan, R. W., M. F. Aronson y A. L. Hipp. 2017. Floristic response to urbanization: Filtering of the bioregional flora in Indianapolis, Indiana, USA. *American Journal of Botany* 104(8): 1179-1187. DOI: <https://doi.org/10.3732/ajb.1700136>
- Dubuisson, J. Y., S. Hennequin, K. Rakotondrainibe y H. Schneider. 2003. Ecological diversity in *Trichomanes* (Hymenophyllaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 142(1): 41-63. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1095-8339.2003.00165.x>
- Ellis, E. A., M. Martínez-Bello y R. Monroy-Ibarra. 2010. Focos rojos para la conservación de la biodiversidad. In: CONABIO (ed.) La biodiversidad en Veracruz: Estudio de estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Cd. Mx., México. Pp. 351-367.
- Falfán, I. y I. MacGregor-Fors. 2016. Woody neotropical streetscapes: a case study of tree and shrub species richness and composition in Xalapa. *Madera y Bosques* 22(1): 95-110. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2016.221479>
- Gallardo-Hernández, C., N. Velázquez-Rosas y H. Asbjornsen. 2008. Composición florística y estructura arbórea de dos comunidades de Bosque Mesófilo de Montaña afectadas por los incendios de 1998, en Los Chimalapas, Oaxaca, México. In: Sánchez-Velásquez, L. R., J. Galindo-González y F. Díaz-Fleischer (eds.). *Ecología, Manejo y conservación de los Ecosistemas de Montaña en México*. Mundi-Prensa. Cd. Mx., México. Pp. 167-183.
- Gómez-Díaz, J., T. Krömer, C. Carvajal-Hernández, G. Gerold, H. Krefl y F. Heitkamp. 2017. Diversity and composition of herbaceous angiosperms along gradients of elevation and forest use intensity. *PLoS ONE* 12(8): e0182893. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182893>
- GOV. 2023. Áreas Naturales Protegidas. Gobierno del Estado de Veracruz. <http://www.veracruz.gob.mx/medioambiente/espacios-naturales-protegidas/> (consultado octubre de 2022).
- GraphPad Software. 2022. GraphPad Prism ver. 9.4.1 for Windows. www.graphpad.com. (consultado noviembre 2022).
- Gual, M. y F. González. 2014. Los Bosques Mesófilos de Montaña en México. In: Gual-Díaz, M. y A. Rendón-Correa (eds.). *Bosques Mesófilos de Montaña en México: Diversidad, Ecología y Manejo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Cd. Mx., México. Pp. 27-68.
- Guzmán-Jacob, V., G. Zotz, A. Taylor, D. Craven, T. Krömer, M.L. Monge-González y H. Krefl. 2020. Effects of forest-use intensity on epiphyte diversity along an elevational gradient. *Diversity and Distributions* 26(1): 4-15. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.12992>
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper y P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4(1): 9 pp.
- Hernández-Cázares, M. 2022. Evaluación del estado de conservación del Parque Estatal El Tejar Garnica, Xalapa, Veracruz. Tesis de maestría. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. Cd. Mx., México. 243 pp.
- Hernández-Zamora, D. 2022. Riqueza de epífitas vasculares en las Áreas Verdes Urbanas y Periurbanas de Xalapa, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México. 73 pp.



- Hooper, E. R. 2008. Factors affecting the species richness and composition of Neotropical secondary succession: a case study of abandoned agricultural land in Panama. In: Myster, R. W. (ed.). *Post-agricultural succession in the neotropics*. Springer. Edmond, Oklahoma, U.S.A. Pp. 141-164. DOI: https://doi.org/10.1007/978-0-387-33642-8_6
- Hu, J. y D. A. Riveros-Iregui. 2016. Life in the clouds: are tropical montane cloud forests responding to changes in climate? *Oecologia* 180: 1061-1073. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3533-x>
- INEGI. 2009. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos-Xalapa, Veracruz de Ignacio de la Llave-Clave geoestadística 30087*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 9 pp.
- IPNI. 2023. *International Plant Names Index*. Royal Botanical Gardens Kew-Harvard University Herbaria-The Australian National Herbarium. Kew, UK. <http://www.ipni.org> (consultado enero de 2023).
- IUCN. 2023. *The International Union for Conservation of Nature. Red List of Threatened Species, ver. 2022-2*. <http://www.iucnredlist.org/> (consultado diciembre de 2022).
- Jara-Toto, E. 2023. *Estructura y composición de la vegetación leñosa en áreas verdes urbanas de la región de Xalapa, Veracruz, México*. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México. 60 pp.
- Jardel, E., R. Cuevas, A. Santiago y J. Rodríguez. 2014. *Ecología y manejo de los bosques mesófilos de montaña en México*. In: Gual-Díaz, M. y A. Rendón-Correa (eds.). *Bosques Mesófilos de Montaña en México: Diversidad, Ecología y Manejo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Cd. Mx., México. Pp. 141-187.
- Jardel, P. E. J., E. Ezcurra, P. A. L. Santiago, M. C. Cortés y R. J. M. Ramírez. 2001. *Sucesión en bosques de Pino-Encino y Mesófilo de Montaña en la Sierra de Manantlán*. Memorias del V Congreso Mexicano de Recursos Forestales. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). Guadalajara, México. Pp. 1-11.
- Karuppannan, S., Z. M. Baharuddin, A. Sivam y C. B. Daniels. 2014. Urban green space and urban biodiversity: Kuala Lumpur, Malaysia. *Journal of Sustainable Development* 7(1): 1-16. DOI: <https://doi.org/10.5539/jsd.v7n1p1>
- Krömer, T., J. G. García-Franco y T. Toledo-Aceves. 2014. *Epífitas vasculares como bioindicadoras de la calidad forestal: impacto antrópico sobre su diversidad y composición*. In: González-Zuarth, C. A., A. Vallarino, J. C. Pérez-Jiménez y A. M. Low-Pfeng (eds.). *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, El Colegio de la Frontera Sur. Cd. Mx., México. Pp. 606-623.
- Lahoti, S., A. Lahoti, R. K. Joshi y O. Saito. 2020. *Vegetation structure, species composition, and carbon sink potential of urban green spaces in Nagpur City, India*. *Land* 9(4): 107. DOI: <https://doi.org/10.3390/land9040107>
- Lepczyk, C. A., M. F. Aronson, K. L. Evans, M. A. Goddard, S. B. Lerman y J. S. MacIvor. 2017. *Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation*. *BioScience* 67(9): 799-807. DOI: <https://doi.org/10.1093/biosci/bix079>
- López-Álvarez, R. L., M. Luna-Cavazos, J. I. Valdés-Hernández y E. García-Moya. 2021. *Tree structure and diversity of a Humid Mountain Forest in the protected natural area La Martinica, Veracruz, Mexico*. *Revista de Biología Tropical* 69(4): 1189-1203. DOI: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v69i4.46855>
- López-Gómez, A. M. 2004. *Los cafetales de sombra como reservorio de la biodiversidad de plantas leñosas del bosque mesófilo de montaña del centro de Veracruz*. Tesis de maestría. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México. 80 pp.
- Lorea-Hernández, F., C. Durán, C. Gallardo, S. Avendaño y L. Tlaxcalteco. 2020. *Plantas con semillas*. In: Samain, M. S. y G. Castillo-Campos (eds.). *Biodiversidad del Santuario del Bosque de Niebla Xalapa, Veracruz*. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México. Pp. 87-112.
- Lot, A. y F. Chiang. 1986. *Manual de Herbario. Administración y Manejo de Colecciones, Técnicas de Recolección y Preparación de Ejemplares Botánicos*. Consejo Nacional de la Flora de México, A. C. México 142 pp.
- MacGregor-Fors, I., S. Avendaño-Reyes, V. M. Bandala, S. Chacón-Zapata, M. H. Díaz-Toribio, F. González-García, F. Lorea-Hernández, J. Martínez-Gómez J., E. Montes de Oca y L. Montoya. 2015. *Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: A rapid biological assessment*. *Urban Ecosystems* 18: 633-647. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0410-z>
- MacGregor-Fors, I., F. Escobar, R. Rueda-Hernández, S. Avendaño-Reyes, M. L. Baena, V. M. Bandala, S. Chacón-Zapata, A.



- Guillén-Servent, F. González-García, F. Lorea-Hernández, E. Montes de Oca, L. Montoya, E. Pineda, L. Ramírez-Restrepo, E. Rivera-García, E. y E. Utrera-Barrillas. 2016. City "Green" Contributions: The Role of Urban Greenspaces as Reservoirs for Biodiversity. *Forests* 7(7):146. DOI: <https://doi.org/10.3390/f7070146>
- Maldonado, G., A. Chacalo, I. Nava, R. Meza y A. Zaragoza. 2019. Cambios en la superficie de áreas verdes urbanas en dos alcaldías de la Ciudad de México entre 1990-2015. *Polibotánica* 48: 205-230. DOI: <https://doi.org/10.18387/polibotanica.48.15>
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127(3): 247-260. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKinney, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161-176. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- McKinney, M.L., I. Kowarik y D. Kendal. 2018. The contribution of wild urban ecosystems to liveable cities. *Urban Forestry & Urban Greening* 29: 334-335. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.09.004>
- Mohan, J. E., J. S. Clark y W. H. Schlesinger. 2007. Long-term CO₂ enrichment of a forest ecosystem: implications for forest regeneration and succession. *Ecological Applications* 17(4): 1198-1212. DOI: <https://doi.org/10.1890/05-1690>
- Monge-González, M. L., D. Craven, T. Krömer, G. Castillo-Campos, A. Hernández-Sánchez, V. Guzmán-Jacob, N. Guerrero-Ramírez y H. Kreft. 2019. Responses of tropical tree diversity and community composition to forest-use intensity along an elevational gradient. *Applied Vegetation Science* 23(1): 69-79. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12465>
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T—Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. 84 pp.
- Nee, M. 1981. Betulaceae. *Flora de Veracruz* 20: 1-23. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.468.1981.20>
- Nee, M. 1983. Casuarinaceae. *Flora de Veracruz* 27: 1-9. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.461.1983.27>
- Niembro-Rocas, A., M. Vázquez-Torres y O. Sánchez-Sánchez. 2010. Árboles de Veracruz. 100 especies para la reforestación estratégica. Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración del Bicentenario de la Independencia Nacional y del Centenario de la Revolución Mexicana, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México. 256 pp.
- POWO. 2023. Data base Plants of the World Online. Royal Botanic Gardens, Kew. Kew, UK. <http://www.plantsoftheworldonline.org/> (consultado julio de 2023).
- Ramírez-Marcial, N., M. González-Espinosa y G. Williams-Linera. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 154: 311-326. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00639-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00639-3)
- RHNM. 2023. Herramientas de búsqueda/colecciones. Red de herbarios del Noroeste de México. <https://herbanwmex.net/portal/collections/index.php> (consultado noviembre de 2022).
- Ruíz-Montiel, C., Vázquez-Torres, V., J. Martínez-Hernández, L. Murrieta-Pérez y M. S. Perea-Hernández. 2014. Árboles y arbustos registrados en el Parque Ecológico Molino de San Roque, Municipio de Xalapa, Veracruz. *Madera y Bosques* 20(2): 143-152. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2014.202170>
- Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botanica Mexicana* 35: 25-44. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm35.1996.955>
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1a edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Cd. Mx., México. 504 pp.
- Sánchez-Velásquez, L. R., E. S. Ramírez-Bamonde, A. Andrade-Torres y P. Rodríguez-Torres. 2008. Ecología, florística y restauración del bosque mesófilo de montaña. In: Sánchez-Velásquez, L. R., J. Galindo-González y F. Díaz-Fleischer (eds.). *Ecología, Manejo y conservación de los Ecosistemas de Montaña en México*. Mundi Prensa. Cd. Mx., México. Pp. 9-49.
- Sánchez-Vindas, P. E. 1990. Myrtaceae. *Flora de Veracruz* 62: 1-141. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.426.1990.62>
- SEDEMA. 2023. Espacios Naturales Protegidos. Secretaría de Medio Ambiente Ciudad de México (SEDEMA). Cd. Mx., México. <http://www.veracruz.gob.mx/medioambiente/espacios-naturales-protegidos/> (consultado en mayo de 2023).
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas



- de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México, México. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5173091&fecha=30/12/2010. (consultado mayo de 2023).
- Soininen, J., R. McDonald y H. Hillebrand. 2007. The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, 30(1): 3-12. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04817>
- Thiers, B. 2022. Index Herbariorum: A global directory of public herbaria and associated staff. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. New York, USA. <http://sweetgum.nybg.org/science/ih/> (consultado julio de 2023).
- Threlfall, C. G., A. Ossola, A. K. Hahs, N. S. Williams, L. Wilson y S. J. Livesley. 2016. Variation in vegetation structure and composition across urban green space types. *Frontiers in Ecology and Evolution* 4: 66. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00066>
- Tobías-Baeza, A., P. Salvador-Morales, R. Sánchez-Hernández, S. del C. Ruíz-Acosta, A. Arrieta-Rivera y H. Andrade-Prado. 2019. Composición florística y carbono en la vegetación arbórea de un área periurbana en Tabasco, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 6(17): 369-376. <https://doi.org/10.19136/era.a6n17.2009>
- TROPICOS. 2023. Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. Missouri, USA. <https://tropicos.org/collection/Search> (consultado noviembre de 2022).
- Tuomisto, H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2-22. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05880>
- Vázquez-Torres, M., J. Campos-Jiménez, S. Armenta-Montero y C. Carvajal-Hernández. 2010. Árboles de la región de Los Tuxtlas. Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración del Bicentenario de la Independencia Nacional y el Centenario de la Revolución Mexicana. Xalapa, México. 424 pp.
- Villaseñor, J. L. 2016. Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87(3): 559-902. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.017>
- Villaseñor, J. L. y E. Ortíz. 2014. Biodiversidad de las plantas con flores (División Magnoliophyta) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 134-142. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.31987>
- Von Thaden, J., R. Badillo-Montaño, A. Lira-Noriega, A. García-Ramírez, G. Benítez, M. Equihua, N. Looker y O. Pérez-Maqueo. 2021. Contributions of green spaces and isolated trees to landscape connectivity in an urban landscape. *Urban Forestry & Urban Greening* 64: 1-9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127277>
- Williams-Linera, G. 2007. El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Instituto de Ecología, A.C. (INECOL). Xalapa, Veracruz, México. 208 pp.
- Williams-Linera, G., R. H. Manson y E. Isunza-Vera. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8(1): 73-89. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2002.811307>
- Williams-Linera, G., I. Pérez-García y J. Tolome. 1996. El bosque mesófilo de montaña y un gradiente altitudinal en el centro de Veracruz, México. *La Palabra y el Hombre* 23: 149-161.
- Zefferman, E. P., M. L. McKinney, T. Cianciolo y B. I. Fritz. 2018. Knoxville's urban wilderness: Moving toward sustainable multifunctional management. *Urban Forestry & Urban Greening* 29: 357-366. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.09.002>



Apéndice: Listado de especies leñosas (DAP \geq 5 cm) registradas en cuatro bosques urbanos remanentes de bosque mesófilo de montaña de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México. TEJ=El Tejar Garnica, CAD=Campus CAD, CLA=Clavijero-El Haya, MAR=La Martinica; 0=ausencia, 1=presencia; categorías de riesgo en México de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010): A=amenazada, Pr=sujeta a protección especial; categorías de riesgo de acuerdo con la Lista Roja de la UICN (IUCN, 2023), LC=Preocupación Menor, NT=Casi Amenazado, VU=Vulnerable, EN= En Peligro; Colectores: Los acrónimos de los herbarios se encuentran citados de acuerdo con Index Herbariorum (Thiers, 2022). MEXU=Herbario Nacional, Universidad Nacional Autónoma de México; XALU=Herbario de la Facultad de Biología-Xalapa, Universidad Veracruzana; NC=no colectada, corresponde a las muestras que no se encontraron con alguna estructura reproductiva y por lo tanto no fueron integradas a ninguna colección.

Clado/Familia/Taxon	Bosques Urbanos				NOM059/UICN	Origen	Colector y No. de colecta (Herbario)
	TEJ	CAD	CLA	MAR			
ANGIOSPERMAE							
MAGNOLIDAE							
Annonaceae							
<i>Annona cherimola</i> Mill.	0	1	0	0	LC	Exótica	C. Carvajal 1474 (MEXU)
Lauraceae							
<i>Cinnamomum effusum</i> (Meisn.) Kosterm.	0	1	1	0	LC	Nativa	C. Carvajal 1612 (MEXU)
<i>Ocotea psychotrioides</i> Kunth	1	1	1	1	VU	Endémica/ Nativa	C. Carvajal 1526 (MEXU)
Lauraceae sp.	1	0	0	0			C. Carvajal NC
Magnoliaceae							
<i>Magnolia schiedeana</i> Schtdl.	0	0	0	1	A/VU	Endémica/ Nativa	C. Carvajal NC
Piperaceae							
<i>Piper aduncum</i> L.	0	0	1	0	LC	Nativa	H. Rodríguez 136 (XALU)
<i>Piper amalago</i> L.	1	1	0	0	LC	Nativa	C. Carvajal 1427 (MEXU)
EUDICOTILEDONEAE							
Actinidiaceae							
<i>Saurauia leucocarpa</i> Schtdl.	0	0	0	1	VU	Nativa	C. Carvajal 1493 (MEXU)
Altingiaceae							
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	1	1	1	1	LC	Nativa	H. Rodríguez 14 (XALU)
Araliaceae							
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	1	0	0	0		Nativa	C. Carvajal 1428 (MEXU)
<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch.	0	0	1	1	LC	Nativa	H. Rodríguez 238 (XALU)
Asteraceae							
<i>Baccharis trinervis</i> Pers.	0	1	0	0		Nativa	C. Carvajal NC
<i>Critonia quadrangularis</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	0	1	0	0	LC	Nativa	C. Carvajal 1486 (MEXU)
<i>Telanthophora grandifolia</i> (Less.) H. Rob. & Brettell	1	1	1	0	LC	Nativa	H. Rodríguez 57 (XALU)
<i>Verbesina turbacensis</i> Kunth	1	0	0	0	LC	Nativa	C. Carvajal 1492 (MEXU)
<i>Vernonanthura stellaris</i> (La Llave.) Al. Rodr.	0	1	0	0	LC	Nativa	C. Carvajal 1487 (MEXU)
Betulaceae							
<i>Carpinus tropicalis</i> (Donn. Sm.) Lundell	1	1	1	1	A/LC	Nativa	C. Carvajal 1549 (XALU)
<i>Ostrya virginiana</i> (Mill.) K. Koch	0	0	1	1	PR/LC	Nativa	C. Carvajal NC



Apéndice: Continuación.

Clado/Familia/Taxon	Bosques Urbanos				NOM059/UICN	Origen	Colector y No. de colecta (Herbario)
	TEJ	CAD	CLA	MAR			
Bignoniaceae							
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	0	1	0	0		Exótica	C. Carvajal NC
Cannabaceae							
<i>Trema micranthum</i> (L.) Blume	0	1	1	0	LC	Nativa	H. Rodríguez 132 (XALU)
Casuarinaceae							
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	0	0	1	0	LC	Exótica/ Invasora	C. Carvajal NC
Celastraceae							
<i>Zinowiewia integerrima</i> (Turcz.) Turcz	1	1	0	0	LC	Nativa	C. Carvajal NC
Clethraceae							
<i>Clethra mexicana</i> DC.	0	1	1	1	LC	Nativa	C. Carvajal 1597 (MEXU)
Ericaceae							
<i>Vaccinium leucanthum</i> Schltdl.	0	0	0	1	LC	Nativa	C. Carvajal NC
Euphorbiaceae							
<i>Croton draco</i> Schltdl. & Cham.	1	0	0	0	LC	Nativa	C. Carvajal 1452 (XALU)
<i>Gymnanthes longipes</i> Müll. Arg.	0	0	0	1	EN	Endémica/ Nativa	C. Carvajal 1509 (MEXU)
Fabaceae							
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i> Benth	1	0	0	0		Nativa	C. Carvajal NC
<i>Lonchocarpus orizabensis</i> Lundell.	0	0	1	0		Nativa	C. Carvajal NC
<i>Vachellia pennatula</i> (Schltdl. & Cham.) Seigler & Ebinger	1	1	0	0		Nativa	H. Rodríguez 88 (XALU)
Fagaceae							
<i>Quercus corrugata</i> Hook.	0	0	0	1	LC	Nativa	C. Carvajal NC
<i>Quercus germana</i> Schltdl. & Cham.	1	1	1	0	LC	Endémica/ Nativa	C. Carvajal 1600 (XALU)
<i>Quercus lancifolia</i> Schltdl. & Cham.	1	1	1	1	LC	Endémica/ Nativa	C. Carvajal 1500 (MEXU)
<i>Quercus leiophylla</i> A. DC.	0	0	1	0	LC	Nativa	C. Carvajal 1599 (MEXU)
<i>Quercus paxtalensis</i> C.H. Müll.	0	0	1	1		Endémica/ Nativa	C. Carvajal 1496 (MEXU)
<i>Quercus sartorii</i> Liebm.	0	0	1	1	NT	Endémica/ Nativa	C. Carvajal NC
<i>Quercus xalapensis</i> Bonpl.	1	1	1	1	LC	Endémica/ Nativa	H. Rodríguez 180 (XALU)
<i>Quercus</i> sp. 1	1	0	1	1		Nativa	C. Carvajal NC
Heliotropiaceae							
<i>Heliotropium glabrum</i> (L.) Feuillet	0	1	0	0	LC	Nativa	C. Carvajal 1843 (MEXU)
Juglandaceae							
<i>Juglans pyriformis</i> Liebm.	1	0	1	1	A/VU	Endémica/ Nativa	C. Carvajal NC
Malvaceae							
<i>Heliocarpus appendiculatus</i> Turcz.	1	1	0	1	LC	Nativa	C. Carvajal NC



Apéndice: Continuación.

Clado/Familia/Taxon	Bosques Urbanos				NOM059/UICN	Origen	Colector y No. de colecta (Herbario)
	TEJ	CAD	CLA	MAR			
<i>Malvaviscus arboreus</i> Cav.	1	0	0	0		Nativa	C. Carvajal 1478 (MEXU)
Melastomataceae							
<i>Heterocentron subtriplinervium</i> (Link & Otto) A. Braun & C.D. Bouché	0	1	0	0		Nativa	C. Carvajal NC
<i>Miconia galeotti</i> (Naudin) Michelang.	0	0	0	1	VU	Endémica/ Nativa	C. Carvajal 1550 (MEXU)
<i>Miconia globulifera</i> Naudin	0	1	1	1	LC	Endémica/ Nativa	C. Carvajal 1477 (MEXU)
<i>Miconia mexicana</i> (Bonpl.) Naudin	0	1	1	1	LC	Nativa	C. Carvajal 1606 (MEXU)
<i>Miconia nervosa</i> (Sm.) Triana	0	0	0	1	LC	Nativa	C. Carvajal NC
Meliaceae							
<i>Trichilia havanensis</i> Jacq.	1	1	1	1	LC	Nativa	C. Carvajal 1489 (MEXU)
Moraceae							
<i>Ficus</i> sp. 1	1	0	0	0		Exótica	C. Carvajal NC
Myrtaceae							
<i>Eugenia capuli</i> (Schltdl. & Cham.) Hook. & Arn.	1	1	0	0	LC	Nativa	C. Carvajal 1461 (MEXU)
<i>Eugenia xalapensis</i> (Kunth) DC.	0	1	0	0		Nativa	C. Carvajal 1473 (MEXU)
<i>Psidium guajava</i> L.	1	0	0	0	LC	Nativa	C. Carvajal NC
Oleaceae							
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	1	0	0	0	LC	Nativa	C. Carvajal NC
Pentaphragmataceae							
<i>Ternstroemia sylvatica</i> Schltdl. & Cham.	0	0	0	1	LC	Nativa	C. Carvajal NC
Platanaceae							
<i>Platanus mexicana</i> Moric.	1	1	0	0		Nativa	H. Rodríguez 200 (XALU)
Primulaceae							
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	0	1	1	1		Nativa	H. Rodríguez 170 (XALU)
Rosaceae							
<i>Rhaphiolepis bibas</i> (Lour.) Galasso & Banfi	1	0	1	0		Exótica	C. Carvajal NC
Rubiaceae							
<i>Arachnothryx capitellata</i> (Hemsl.) Borhidi	0	0	0	1	LC	Nativa	C. Carvajal 1519 (MEXU)
<i>Coffea arabica</i> L.	1	1	0	0	EN	Exótica	H. Rodríguez 156 (XALU)
<i>Palicourea padifolia</i> (Willd. ex & Schult.) C.M. Taylor & Lorence	0	0	1	1	LC	Nativa	C. Carvajal 1551 (MEXU)
<i>Randia xalapensis</i> M. Martens & Galeotti	1	1	1	1	LC	Endémica/ Nativa	C. Carvajal 1481 (MEXU)
Rutaceae							
<i>Citrus × aurantium</i> L.	1	1	1	0		Exótica	C. Carvajal NC
<i>Citrus × limetta</i> Risso	1	0	0	0		Exótica	C. Carvajal NC
<i>Zanthoxylum clava-herculis</i> L.	0	0	0	1		Nativa	C. Carvajal NC
<i>Zanthoxylum melanostictum</i> Schltdl. & Cham.	1	0	0	0	LC	Nativa	C. Carvajal NC

Apéndice: Continuación.

Clado/Familia/Taxon	Bosques Urbanos				NOM059/UICN	Origen	Colector y No. de colecta (Herbario)
	TEJ	CAD	CLA	MAR			
Sabiaceae							
<i>Meliosma alba</i> (Schltdl.) Walp.	0	0	1	0	LC	Nativa	<i>C. Carvajal NC</i>
Solanaceae							
<i>Cestrum tomentosum</i> L. f.	0	1	0	0	LC	Nativa	<i>C. Carvajal 1472 (MEXU)</i>
<i>Solanum schlechtendalianum</i> Walp.	0	1	0	0	LC	Nativa	<i>C. Carvajal 1488 (MEXU)</i>
Staphyleaceae							
<i>Staphylea insignis</i> (Tul.) Byng & Christenh.	0	1	1	1	LC	Nativa	<i>C. Carvajal 1455 (MEXU)</i>
Styracaceae							
<i>Styrax glabrescens</i> Benth.	0	0	1	0	LC	Nativa	<i>C. Carvajal 1607 (MEXU)</i>
Urticaceae							
<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol.	1	0	0	0	LC	Nativa	<i>C. Carvajal NC</i>
Verbenaceae							
<i>Citharexylum caudatum</i> L.	1	1	0	1	LC	Nativa	<i>C. Carvajal 1426 (XALU)</i>

