



UNIVERSIDAD VERACRUZANA



Maestría en Ciencias Biológicas

**DIAGNÓSTICO SITUACIONAL DE LA
INFRAESTRUCTURA VERDE EN LOS
EJES VIALES DE XALAPA**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA

ARTURO GARCÍA VALENCIA

**DIRECTOR:
ODILÓN M. SÁNCHEZ SÁNCHEZ**

**CODIRECTOR:
ANÍBAL F. RAMÍREZ SOTO**

Xalapa, Ver.

Enero, 2022



Universidad Veracruzana
Facultad de Biología
Maestría en Ciencias Biológicas

AUTORIZACION DE EXAMEN PROFESIONAL

Aprobación del documento de tesis de grado de Maestría en Ciencias Biológicas.

Título de la tesis:

DIAGNÓSTICO SITUACIONAL DE LA INFRAESTRUCTURA VERDE EN LOS EJES

VIALES DE XALAPA

Una vez presentado el examen cerrado el jurado aprueba la impresión de tesis y presentación de la defensa del examen de grado abierto.

Presidente
Odilón M. Sánchez Sánchez

Secretario
Thorsten Krömer

Vocal
Rosario Medel Ortíz



DECLARATORIA

El trabajo de investigación contenida en esta tesis fue efectuado por Arturo García Valencia, como estudiante del programa de Maestría en Ciencias Biológicas entre febrero de 2019 y enero de 2022 para la obtención del grado, bajo la supervisión de Odilón Sánchez Sánchez y Aníbal F. Ramírez Soto como codirectores de tesis.

En tal sentido, se manifiesta que la originalidad de las investigaciones reportadas en esta tesis no ha sido utilizada anteriormente para obtener grados académicos, ni serán utilizados para tales efectos en el futuro.

Asimismo, queda establecido que los aportes intelectuales de otros autores se han referido debidamente al texto y en la sección de literatura citada de dicho trabajo.

Arturo García Valencia

Candidato

Odilón M. Sánchez Sánchez

Director de Tesis

Aníbal F. Ramírez Soto

Codirector de Tesis



Universidad Veracruzana
Facultad de Biología
Maestría en Ciencias Biológicas

RECONOCIMIENTO

ESTA TESIS SE REALIZÓ CON EL APOYO DE CONACyT BECA NO. 1037872, DE LA FACULTAD DE BIOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD VERACRUZANA, BAJO LA CODIRECCIÓN DE ODILÓN SÁNCHEZ SÁNCHEZ Y ANÍBAL F. RAMIREZ SOTO Y CON EL FINANCIAMIENTO DE LA RED DE VIVEROS DE BIODIVERSIDAD A.C. (REVIVE).



Universidad Veracruzana
Facultad de Biología
Maestría en Ciencias Biológicas

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al CONACyT por la beca de manutención 1037872. A la Universidad Veracruzana, especialmente a la facultad de Biología campus Xalapa por la oportunidad para continuar mi formación profesional. A la red de viveros de biodiversidad A.C. (REVIVE) por su financiamiento para realizar el trabajo de campo, por el transporte, materiales y equipo que me facilitaron en todo el proceso. A Aníbal F. Ramírez Soto por compartir su conocimiento y experiencia, pero sobre todo por su valiosa contribución para que este trabajo se realizara. Al Dr. Odilón Sánchez por su guía y contribución durante todo el proceso. Al Dr. Renato Ramos Palacios y a la Dra. Rosario Medel Ortiz por sus buenos comentarios y observaciones para mejora de mi trabajo.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	5
1. INTRODUCCIÓN	6
2. MARCO DE REFERENCIA	8
2.2 Importancia de los árboles en las ciudades	9
2.2.1. Bienes y servicios ecológicos	9
2.2.1.1 Captura y almacenamiento de carbono	9
2.2.1.2 Purificación del aire y remoción de contaminantes	11
2.2.1.3 Intercepción de aguas pluviales	14
2.2.1.4 Regulación de la temperatura	15
2.2.2. Bienes y servicios socioeconómicos	16
2.3 Factores que afectan en desarrollo del arbolado urbano	18
2.4 Inventarios del arbolado urbano, un paso obligado para la gestión eficiente	18
2.5 Situación del arbolado en Xalapa	20
3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	23
4. HIPÓTESIS	24
5. OBJETIVOS	24
5.1 General	24
5.1.1 Específicos	24
6. MATERIALES Y MÉTODOS	25
6.1 Área de estudio	25
6.3 Colecta de datos	26
6.3.1 Caracterización y composición de vegetación leñosa	26
6.3.2 Servicios ecosistémicos	26
6.3.3 Caracterización de las situaciones urbanas	29
6.3.4 Conflictos y problemas con infraestructura gris	29
6.4 Análisis estadístico	29
7. RESULTADOS	31
7.1 Características y composición de la vegetación leñosa en el arbolado viario	31
7.2 Servicios ambientales	40
7.3 Caracterización de banqueta y cableado	45
7.4 Conflictos y necesidades de mantenimiento	47
8. DISCUSIÓN	50
8.1 Vegetación urbana de Xalapa	50
8.2 Valoración de los servicios ecosistémicos del arbolado urbano de Xalapa	54
8.3 Conflictos y necesidades de mantenimiento	58

9. CONCLUSIÓN60

10. RECOMENDACIONES62

11. LITERATURA CITADA64

12. ANEXOS74

 12.1 Toma de datos 74

 12.2 Conflicto con banqueta 76

 12.3 Conflicto con cableado 86

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Listado de especies del arbolado viario evaluado en la ciudad de Xalapa	31
Tabla 2. Índices de biodiversidad con diferente grado de vulnerabilidad de Xalapa.....	36
Tabla 3. Especies exclusivas del bosque mesófilo de montaña en zonas con diferente grado de vulnerabilidad	36
Tabla 4. Especies de importancia en el arbolado viario de Xalapa	37
Tabla 5. Servicios ecosistémicos y valoración económica de la vegetación leñosa	41

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Árboles como secuestradores y reservorios de carbono.....	11
Figura 2. Árboles para mejorar la calidad del aire.....	13
Figura 3. Árboles urbanos como interceptores de aguas pluviales.	15
Figura 4. Ubicación del municipio de Xalapa y sitios de estudio	25
Figura 5. Composición de especies del arbolado viario en Xalapa	35
Figura 6. Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) entre las diferentes zonas de vulnerabilidad socioambiental de Xalapa.....	38
Figura 7. Altura promedio entre las zonas de vulnerabilidad socioambiental de Xalapa ...	39
Figura 8. Ancho de copa promedio entre las zonas de vulnerabilidad socioambiental de Xalapa.....	40
Figura 9. Eliminación anual de la contaminación y valor económico.....	41
Figura 10. Captura anual de carbono en las principales especies leñosas de los ejes viales de Xalapa.....	42
Figura 11. Almacenamiento de carbono en las principales especies leñosas en los ejes viales de Xalapa	43
Figura 12. Esguerramiento evitado y su valor económico	44
Figura 13. Especies con mayores valores estructurales.	45
Figura 14. Altura mínima del cableado aéreo en diferentes zonas de vulnerabilidad socioambiental	46
Figura 15. Ancho de banqueta en diferentes zonas de vulnerabilidad socioambiental.....	47
Figura 16. Conflicto con banqueta en función del DAP.....	48
Figura 17. Relación entre el conflicto con la banqueta y el DAP (cm).....	49

RESUMEN

La infraestructura verde es un elemento diseñado para optimizar la calidad de vida del ser humano y la resiliencia de las ciudades a través del suministro de bienes y servicios ecosistémicos. Para una gestión eficiente es necesario conocer de manera exhaustiva en qué estado se encuentra para evaluar su función, requerimientos y necesidades. En este trabajo se realizó un diagnóstico sobre el aporte de servicios y principales conflictos a los que se enfrenta la vegetación leñosa como representante de la infraestructura verde en los ejes viales de diferentes sectores socioambientales de la ciudad de Xalapa. Se registró un total de 1411 árboles, correspondientes a 100 especies, de las cuales el 59% son introducidas. Las especies más abundantes fueron *Liquidambar styraciflua*, *Ficus benjamina* y *Fraxinus uhdei*. El valor de los servicios ecosistémicos anuales: captura de carbono, eliminación de la contaminación (O₃, CO, NO₂, SO₂ y PM 2.5) y escurrimientos evitados se estimaron en \$366,867 (MX). Respecto a las problemáticas se identificó que el principal conflicto a nivel radicular es el levantamiento de banquetas, presente en el 56.1 % de los árboles. Además, se demostró que mayor vulnerabilidad socioambiental menor estructura (altura, DAP, ancho de copa) y menor aporte de servicios ecosistémicos.

Palabras clave: infraestructura verde, arbolado viario, servicios ecosistémicos.

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente el 55% de la población humana radica en zonas urbanas y se espera que esta aumente considerablemente en los siguientes años (United Nations, 2018; 2019), al tiempo que incrementa el proceso de urbanización y sus problemas asociados, por ejemplo, mala calidad del aire, incremento de las islas de calor, riesgos de inundaciones, escasez de agua, polución acústica y ausencia de espacios para la recreación (FAO, 2016; Borelli *et al.*, 2018). En este sentido la infraestructura verde (IV) ofrece una inversión natural, eficaz y de bajo costo para solventar problemas de índole ecológico, social y económico a los que se enfrentan las ciudades contemporáneas (FAO, 2016; Tovar-Corzo, 2016; Calaza *et al.*, 2018).

Los árboles y la vegetación leñosa como espina dorsal de la IV aportan múltiples beneficios a las ciudades, ayudan a mejorar la calidad del aire a través de la captura de carbono atmosférico (Nowak *et al.*, 2013) y secuestro de contaminantes (McPherson *et al.*, 1997; Escobedo *et al.*, 2011), mitigan las islas de calor y regulan la temperatura del suelo y aire a través de la sombra que proyectan (Armson *et al.*, 2012; Declet-Barreto *et al.*, 2012), reducen los volúmenes de escorrentía y riesgos de inundación mediante la interceptación de aguas pluviales (Hirabayashi, 2013), y ofrecen nicho de oportunidad para la biodiversidad (Bhatt *et al.*, 2015). Además, las zonas arboladas promueven actividades físicas y de recreación (Ellaway *et al.*, 2005), ayudan a disminuir el riesgo de padecer enfermedades respiratorias y cardiovasculares (McDonald *et al.*, 2017), ofrecen alternativas y diversifican la dieta local (Clark y Nicholas, 2013; Castro *et al.*, 2018), disminuyen los niveles de ruido (Aylor, 1972), promueven el sentido de comunidad y pertenencia (De Vries *et al.*, 2013), ayudan a disminuir los índices de delincuencia (Kondo *et al.*, 2017) y aumentan la plusvalía de las propiedades (Anderson y Cordell, 1988).

Sin embargo, los árboles también causan efectos negativos en las ciudades, ocasionan el levantamiento de calles y banquetas, dañan casas, tuberías, alcantarillas, edificaciones, bienes materiales y líneas de servicio público (Biddle, 1998; Randrup *et al.*, 2001; Castillo-Rodríguez y Ferro-Cisneros, 2015), propagan polen alergénico y compuestos orgánicos volátiles que ponen en riesgo la salud y el bienestar de las personas (Calaza-

Martínez e Iglesias-Díaz, 2016). Incluso, pueden desplazar a la biodiversidad local cuando se establecen y colonizan nuevos sitios (Vargas-Garzón y Molina-Prieto, 2010).

Los problemas asociados al arbolado urbano están estrechamente relacionados con una gestión ineficiente. Se ha encontrado que la mayoría de los problemas tienen origen en la planificación e implantación de este tipo de infraestructura, especialmente el arbolado viario o arbolado de alineación. Generalmente los ejemplares son colocados en campo sin considerar la biología de la especie (tamaño adulto, tipo de copa, tipo de raíces) ni espacio disponible para su desarrollo (superficie permeable, nutrientes, cableado aéreo y tuberías) (Benavides-Meza y Villalón-Rojas, 1992; Randrup *et al.*, 2001). En una ciudad, es muy frecuente que los árboles se encuentren limitados principalmente en espacio y en disponibilidad de recursos (Ramos-Palacios, 2019). Por tanto, resulta crucial caracterizar exhaustivamente la situación actual del arbolado para prevenir conflictos futuros.

La gestión eficiente del arbolado urbano tiene como paso ineludible la creación de inventarios, estos permiten evaluar el estado actual tanto de los árboles como de las situaciones urbanas donde se desarrollan, así también permiten identificar los requerimientos y necesidades según las características de cada sistema urbano. Sin embargo, la mayoría de las ciudades en México y en muchos países subdesarrollados no cuentan con inventarios, monitoreos o evaluaciones que permitan crear estrategias eficientes. Este es el caso de Xalapa, Veracruz; donde la situación actual del arbolado resulta desconocida y por tanto las acciones de conservación, diseño y mantenimiento se ven limitadas (IFAI, 2020).

En este trabajo se realizó un diagnóstico situacional del arbolado de alineación, a través de un inventario de árboles en diferentes ejes viales, para conocer la cantidad y valor económico de sus servicios ecosistémicos, además de una evaluación de los principales conflictos a los que se enfrenta. Este trabajo servirá para reconocer la importancia del arbolado en la ciudad, para crear estrategias adecuadas a las condiciones en donde se encuentra y para identificar variables de selección de las futuras especies que se integrarán a la ciudad.

2. MARCO DE REFERENCIA

2.1 Arbolado urbano y áreas verdes

Toda ciudad está compuesta por un sistema que comprende tres tipos de estructuras físicas, la infraestructura gris que se refiere a las edificaciones y superficies impermeables, la infraestructura azul que incluye a los cuerpos y escurrimientos de agua, y la infraestructura verde (IV) que corresponde a la vegetación (FAO, 2016). La IV se define como espacios estratégicamente diseñados con elementos naturales y seminaturales, esta tiene como objetivo principal mejorar el bienestar de las personas y la resiliencia de la ciudad, a través del suministro de bienes y servicios ecosistémicos de calidad (Calaza *et al.*, 2018).

Debido a la cantidad y calidad de servicios que ofrecen, los árboles representan la espina dorsal de la IV. En los sistemas urbanos, los árboles son de acceso público o privado, además se pueden encontrar en masas con un ordenamiento irregular o bien pueden estar dispuestos de manera aislada o continua pero alineados al eje vial. A estos últimos se les conoce como arbolado de alineación o arbolado viario, su principal característica es que se distribuye de manera ordenada sobre una línea recta, adyacente a los ejes viales de la ciudad. Aquí se encuentran los árboles de calles, avenidas, bulevares, banquetas, camellones e incluso andadores (FAO, 2016; Gobierno de Veracruz, 2018; Benedetti y Campo, 2007).

El arbolado de alineación representa una fracción relativamente pequeña de la IV, pero son relevantes debido a los impactos visuales y físicos en la vida urbana (McPherson *et al.*, 2016), además de ser considerados patrimonio público. Por lo tanto, su gestión compete a las autoridades locales, quienes deben planificar y elaborar estrategias que garanticen su preservación y funcionamiento de acuerdo a la ubicación, intereses y necesidades de cada ciudad (Benedetti *et al.*, 2014).

2.2 Importancia de los árboles en las ciudades

Por mucho tiempo el arbolado urbano ha sido visualizado únicamente con un valor estético, pero no solo sirve para embellecer el paisaje de una ciudad. Los árboles son capaces de solventar problemas ecológicos, sociales, y económicos, actualmente su gestión eficiente es una prioridad internacional para cumplir con los objetivos del desarrollo sostenible (OSD) planteados por la ONU. A continuación, se enlistan los principales servicios y beneficios.

2.2.1. Bienes y servicios ecológicos

2.2.1.1 Captura y almacenamiento de carbono

Las actividades humanas, principalmente el consumo de combustibles fósiles, aumentan las concentraciones de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera. Este es uno de los principales gases de efecto invernadero asociados al incremento de la temperatura global (Vargas *et al.*, 2007). En los sistemas urbanos se ha sugerido que la siembra de árboles es una respuesta eficiente para disminuir las concentraciones de CO₂ en la atmósfera. El proceso consiste en separar el CO₂ emitido por las industrias y procesos de combustión, con el objetivo de aislarlo de la zona atmosférica. Los árboles fijan carbono durante la fotosíntesis y almacenan carbono como biomasa (Figura 1), las concentraciones varían con el tiempo a medida que los árboles crecen, mueren y se descomponen. Además, cuando los árboles se sitúan cerca de edificaciones pueden reducir la demanda de calefacción y aire acondicionado, disminuyendo así las emisiones asociadas con la producción de energía (Nowak *et al.*, 2008).

En Estados Unidos el promedio de carbono que almacenan los árboles urbanos es de 7.69 kg C/m² de cobertura arbórea y las densidades de secuestro promedio se estiman en 0.28 kg C/m² de cobertura arbórea por año. El almacenamiento total de carbono arbóreo se estima en 643 millones de toneladas, el valor económico de este servicio se tasó en \$50.5 mil millones (USD). Por otro lado, el secuestro de carbono anual se estima en 25.6 millones de toneladas con valor económico respectivo de \$2,000 millones (USD) (Nowak *et al.*, 2013). Específicamente en el estado de California, en Estados Unidos se calculó que 929,823 árboles en las calles de 50 ciudades eliminan anualmente 567.748 toneladas de CO₂, el

equivale a sacar 120,000 automóviles de la carretera, el valor de este servicio es de \$ 2.49 mil millones (USD) (McPherson *et al.*, 2016). A medida que los mercados de comercio de carbono se acrediten y los precios suban, estos mercados podrían proporcionar recursos monetarios para los programas forestales comunitarios.

En Mérida, México, el almacenamiento de carbono de 2,318,000 árboles se estimaron en 90.6 mil toneladas métricas, que fueron tasadas en \$535 millones (MX), el secuestro anual fue de 17.04 mil toneladas métricas/año, valoradas en \$47.8 millones (MX) al año. En Xalapa, los 64 árboles inventariados para el proyecto “Sistema de Jardines de infiltración para apoyar en la disminución del potencial natural de peligro de inundación en la Av. Adolfo Ruiz Cortines”, el almacenamiento de carbono se estimó en 18.13 mil toneladas métricas, las cuales se valoraron en \$5,810 (MX). Mientras que el almacenamiento de carbono se estimó en 1.071 toneladas métricas/año y su valor económico se tasó en \$343 (MX) al año (Ramírez-Soto *et al.*, 2021).

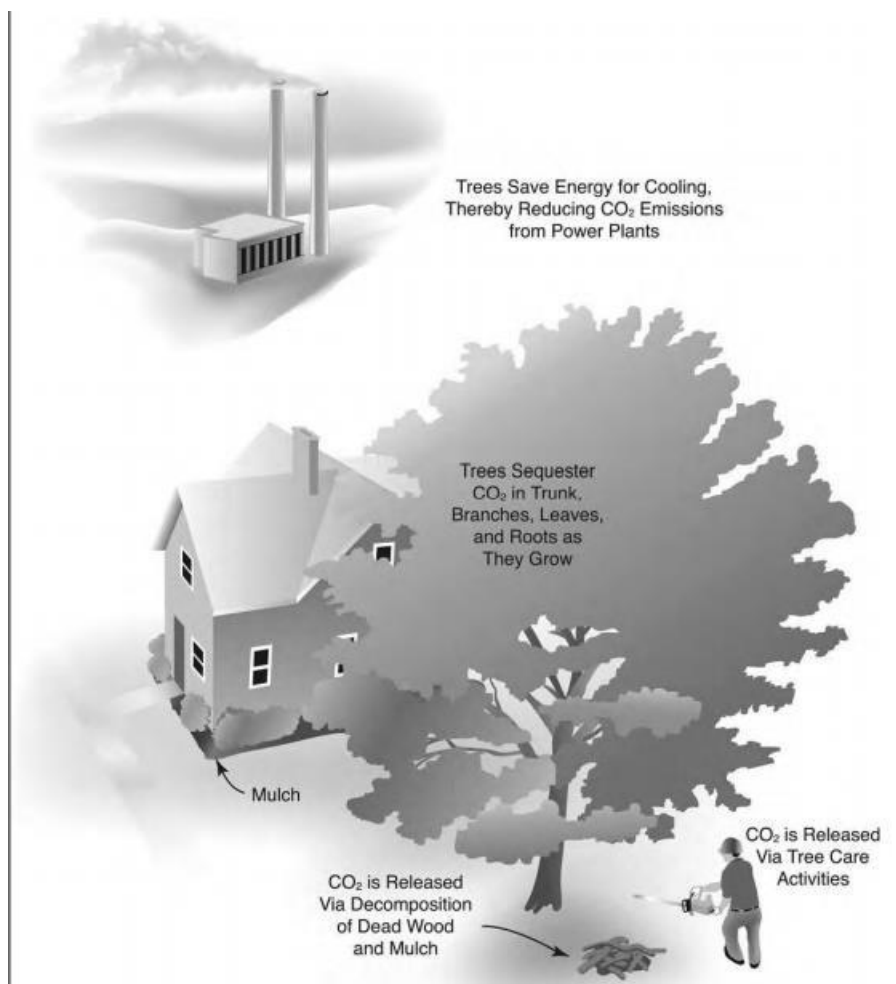


Figura 1 Árboles como secuestradores y reservorios de carbono. Los árboles capturan CO₂ a medida que crecen y reducen indirectamente las emisiones de CO₂ de fuentes emisoras cercanas. Al mismo tiempo, se libera CO₂ a través de actividades de descomposición y cuidado de árboles que involucran el consumo de combustibles fósiles (dibujo de Mike Thomas, en Vargas et al., 2007).

2.2.1.2 Purificación del aire y remoción de contaminantes

Aproximadamente 159 millones de personas viven en áreas donde las concentraciones de ozono (O₃) se encuentran por encima de los estándares de buena calidad del aire y más de 100 millones de personas viven en áreas donde circulan partículas sólidas o líquidas de hollín, polvo, humo y vapores (PM₁₀ y PM_{2.5}) cuyo diminuto tamaño les permite ingresar y depositarse en los sacos pulmonares que actualmente representa una amenaza grave para la salud de los habitantes, especialmente para niños y ancianos, ya que causa asma, tos, dolores de cabeza, enfermedades respiratorias, cardíacas y cáncer (Smith, 1990). La salud deteriorada da como resultado un aumento de los costos sociales

de la atención médica, un mayor ausentismo y una menor longevidad ya que es muy común que en las grandes ciudades se superen los niveles estándares para considerar que el aire es saludable.

En este sentido, como el material particulado (PM) es un contaminante perjudicial para la salud se le ha establecido una concentración límite para que pueda ser aceptable dentro de las normas oficiales de la OMS, la Unión Europea y la Norma Oficial Mexicana (Molina y Molina, 2005). De manera general se establece que valores entre 0-50 indican escasa concentración de contaminantes y efecto nulo sobre la salud; valores entre 51-100 indican efectos moderados sobre la salud; valores superiores a 101 se consideran peligrosos para la salud (Espíndola, 2020).

Recientemente, la plantación de árboles o incorporación de IV se ha reconocido como una medida para mejorar la calidad del aire en los sistemas urbanos (Figura 2). Los árboles absorben contaminantes gaseosos como el ozono (O₃), dióxido de nitrógeno (NO₂) y dióxido de azufre (SO₂) a través de la superficie de las hojas; también interceptan partículas PM 10 y PM 2.5 (por ejemplo, polvo, cenizas, polen, humo); liberan oxígeno (O₂) a través de la fotosíntesis; transpiran agua y proporcionan sombra a las superficies, lo que reduce la temperatura del aire y los niveles de O₃; reducen el uso de energía, que a su vez reduce las emisiones NO₂, SO₂, PM₁₀ y compuestos orgánicos volátiles provenientes de fuentes cercanas.

Los árboles absorben contaminantes gaseosos a través de estomas en las hojas y por la adhesión de gases a las superficies de las plantas, por ejemplo, la absorción a través de los poros de la corteza. Una vez que los gases entran en la hoja, se difunden en los espacios intercelulares, donde algunos reaccionan con las superficies internas de las hojas y otros son absorbidos por películas de agua para formar ácidos (Costello y Jones 2003). Algunos contaminantes pueden representar un peligro para la salud de los árboles, pero los contaminantes como los gases nitrogenados también pueden ser fuentes de nutrientes esenciales para ellos.

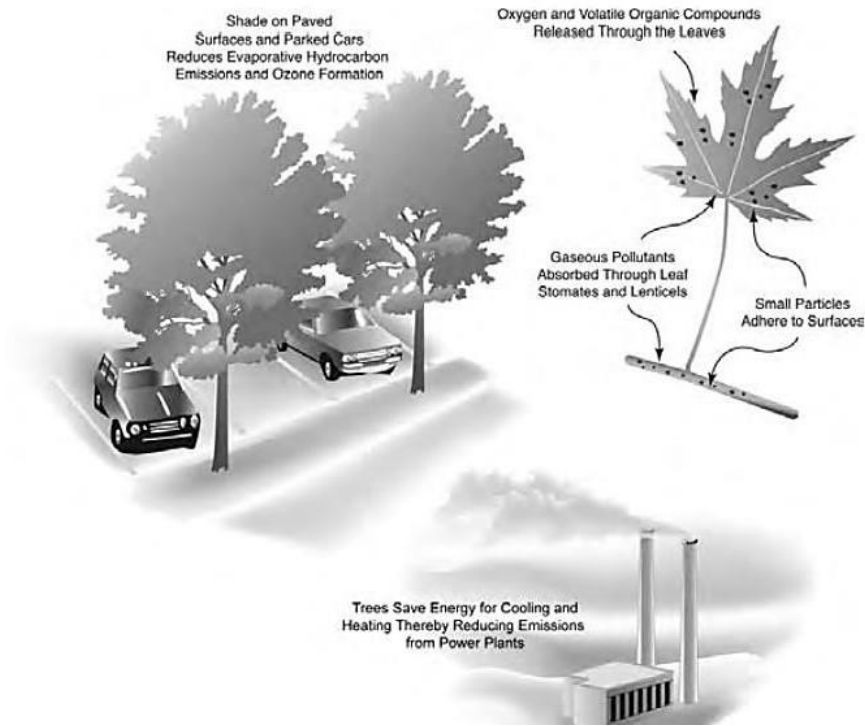


Figura 2. Árboles para mejorar la calidad del aire. Los árboles absorben contaminantes gaseosos, retienen partículas en sus superficies y liberan oxígeno y compuestos orgánicos volátiles. Al enfriar las islas de calor urbanas y dar sombra a los automóviles estacionados, los árboles pueden reducir la formación de ozono (dibujo de Mike Thomas: En Vargas *et al.*, 2007).

En Chicago, Estados Unidos, se estimó que 50.8 millones de árboles eliminaron 234 toneladas de PM₁₀, 210 toneladas de O₃, 93 toneladas de SO₂ y 17 toneladas de monóxido de carbono en 1991, este servicio ambiental fue valorado en \$9.2 millones (USD) (Nowak 1994). En Mérida, México; se calculó un total de 2,318,000 árboles con una cobertura de árboles del 21.2% de la ciudad, la eliminación de la contaminación corresponde a 174.9 toneladas métrica/año, el valor de este servicio se estimó en \$107 millones (MX) /año. La producción de oxígeno se estimó en 32.79 mil toneladas métricas/año (USDA, 2019). En Xalapa, los 64 árboles inventariados para el proyecto “Sistema de Jardines de infiltración para apoyar en la disminución del potencial natural de peligro de inundación en la Av. Adolfo Ruiz Cortines”, la eliminación de la contaminación se estimó en 22.04 kilogramos/año, con un valor de \$18.4 mil (MX)/año. Mientras, la producción de oxígeno se estimó en 2.855 toneladas métricas/año (Ramírez-Soto *et al.*, 2021).

2.2.1.3 Intercepción de aguas pluviales

Los árboles también ayudan a disminuir los riesgos de inundaciones a través de la intercepción de aguas pluviales. La precipitación que cae sobre la vegetación es parcialmente interceptada por la copa y superficies de la planta, posteriormente el agua puede evaporarse o llegar al suelo por el escurrimiento sobre los tallos y el goteo desde las hojas. Después de llegar al suelo, esta se puede infiltrar en superficies permeables o derivar en escurrimientos sobre cubiertas impermeables (Figura 3) (Hirabayashi, 2013).

El efecto de la vegetación en la reducción de la escorrentía superficial se puede determinar cómo la escorrentía neta evitada (Hirabayashi, 2013). El valor monetario de la intercepción de precipitaciones se equipará a la escorrentía neta evitada, valor promedio en dólares para este servicio en Estados Unidos oscila entre los \$0.006 y \$0.0089 (USD) por galón (McPherson *et al.*, 2010).

En Berkeley, California el bosque municipal redujo la escorrentía en 7.2 millones de pies cúbicos, el valor monetario de este servicio se estimó en \$215,645 (USD)/año (Maco *et al.* 2005). En el área de la Bahía de San Francisco, el dosel existente (23%) redujo la escorrentía en 2.5 millones de pies cúbicos, el valor de este servicio fue estimado en \$102 millones (USD) (Simpson y McPherson, 2007). En Mérida, México; el escurrimiento evitado se estimó en 458.8 mil metros cúbicos/año con un valor económico de \$20.6 millones (MX)/año (USDA, 2019). En Xalapa, los árboles del proyecto jardines infiltrantes son capaces de interceptar una cantidad de agua de 96.12 metros cúbicos/año, con un valor económico estimado en \$4.32 mil (MX)/año (Ramírez-Soto *et al.*, 2021).

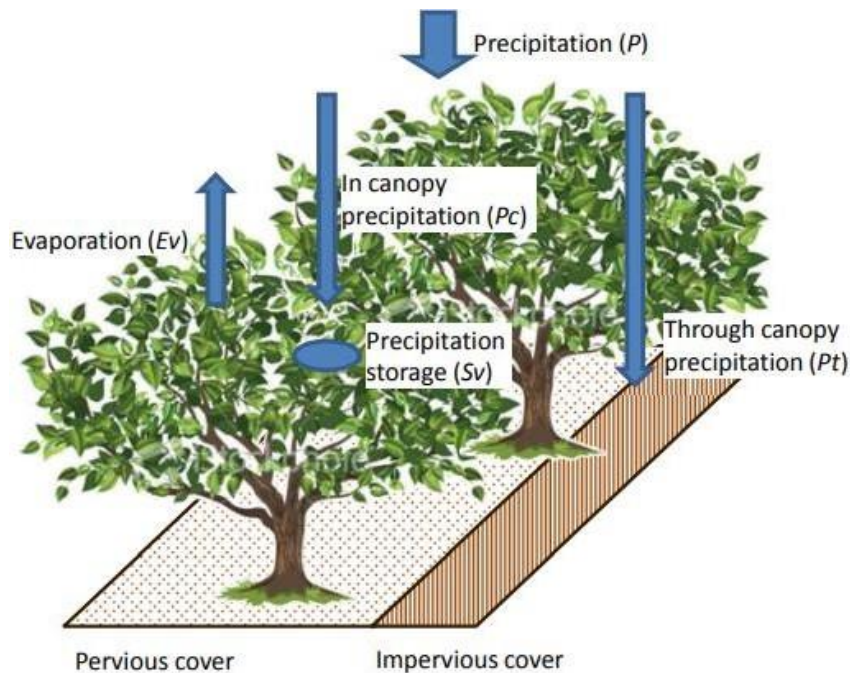


Figura 3. Árboles urbanos como interceptores de aguas pluviales. Ilustra el proceso de interceptación de aguas pluviales con vegetación. La precipitación (P) se divide en 1) en la precipitación del dosel (P_c) [m] que cae y toca el dosel y 2) a través de la precipitación del dosel (P_t) que cae a través del dosel como caída libre sin contacto y llega al suelo. En la 1ª etapa, P_c se intercepta y almacena (S_v) [m] dentro de la vegetación, y parte de ella se evapora en el aire (E_v). Esquema de Hirabashi, 2013.

2.2.1.4 Regulación de la temperatura

La estructura gris de las ciudades provoca la aparición de islas de calor cuando las superficies impermeables o edificaciones absorben el calor durante el día. La temperatura del aire se incrementa por convección y vuelve a irradiar calor al paisaje urbano durante la noche, impidiendo el enfriamiento debido al calor latente. Además, el reemplazo de las cubiertas naturales por la adición de infraestructura gris reduce el reflejo de la radiación de onda corta y la evapotranspiración, como resultado la temperatura se incrementa significativamente en áreas sin vegetación circundante, efecto que se acentúa principalmente en el verano (McPherson *et al.*, 2010; Oke, 1982).

La reintroducción de árboles o IV sirve para atenuar los flujos de energía radiante a través de la absorción y la reflexión. La proyección de sombra reduce la cantidad de energía radiante que entra en contacto con la superficie del suelo y otras superficies impermeables,

de este modo desciende la temperatura superficial y la cantidad de energía absorbida por dichas superficies. Además, a medida que la energía solar promueve la transpiración, el agua líquida de las plantas se convierte en vapor de agua, el cual disminuye la temperatura del aire.

La reducción de la temperatura depende de características propias de cada especie, como la densidad del follaje, tamaño de copa, color de las hojas, entre otras variables fenológicas (Armson *et al.*, 2012). En el Reino Unido, los centros urbanos pueden ser hasta 7 °C más cálidos que las áreas rurales circundantes (Wilby, 2003a). En Phoenix, Estados Unidos; se encontró que la vegetación arbórea es capaz de reducir la temperatura del aire bajo el dosel arbóreo entre 0.9°C y 1.9°C, también se estimó una reducción de la temperatura del suelo entre 0.8°C y 8.4°C en áreas debajo o alrededor de la vegetación (Decllet-Barreto *et al.*, 2012). En Manchester se demostró que la temperatura del suelo y el aire puede disminuir hasta 24°C y 7°C respectivamente según el tipo de vegetación (Armson *et al.*, 2012). En Barranquilla, Colombia, se evidenció que el aire bajo la sombra de los árboles se encuentra hasta 11.9°C por debajo de la temperatura del aire en comparación con sitios expuestos a pleno sol (Jiménez, 2008).

2.2.2. Bienes y servicios socioeconómicos

En términos de plenitud humana y calidad de vida, los espacios arbolados representan un elemento clave dentro del paisaje urbano que permiten a los habitantes preservar la conexión con la naturaleza (Ball *et al.*, 2001). Los espacios arbolados favorecen la creación de ambientes más seguros y sociables (Sullivan y Kuo, 1996), ayudan a disminuir los índices de delincuencia (Kondo *et al.*, 2017), promueven actividades físicas y dan sentido de pertenencia a la comunidad (Ball *et al.*, 2001; De Vries *et al.*, 2013).

Entre los principales beneficios socioambientales que ofrece la IV destaca la disminución de padecer enfermedades respiratorias, cardiovasculares (McDonald *et al.*, 2017) o crónicas como la obesidad (Ellaway *et al.*, 2005). Debido a que se promueven actividades físicas con mayor frecuencia, en comparación con sitios de baja densidad de vegetación o sin ella (Ellaway *et al.*, 1997). Otro beneficio importante es la disminución a la

exposición solar, en Estados Unidos se ha demostrado que la presencia de árboles en escuelas o campos de juegos reduce considerablemente la exposición a la radiación solar ofreciendo protección ante los posibles daños que el sol directo causa en la piel y la vista (Grant *et al.*, 2002). Además, existe evidencia de que las agrupaciones arbóreas también sirven como barreras acústicas (Aylor, 1972), capaces de disminuir los decibeles del ruido constante del tráfico vehicular (Van Renterghem y Botteldooren, 2002).

En cuanto a la salud psicológica, los árboles también impactan de manera positiva en personas que sufren ciertas afecciones anímicas como depresión, ansiedad y estrés provocadas por el ritmo de vida urbana (Kaplan, 1992). Ofreciendo oasis verdes en la ciudad, donde las personas tienden a encontrar inspiración, concentración, relajación, protección y significados a partir de la estimulación visual que los árboles aportan a su entorno (Lewis, 1996).

Por otro lado, ciertas especies arbóreas también contribuyen en la diversificación de la dieta local, al proveer frutos, semillas y recursos alimenticios alternativos en zonas o poblaciones altamente vulnerables (Castro *et al.*, 2018). Además, los espacios verdes tienen una gran relevancia económica dentro de la sociedad (Neely, 1988) dado que aumentan el valor de las propiedades en porcentajes considerables. Estudios socioeconómicos han comparado los precios de venta y renta entre propiedades con distinta composición de árboles y han detectado que los clientes están dispuestos a pagar hasta un siete por ciento más sobre el valor de la propiedad, con tal de obtener el beneficio de la belleza del arbolado (Anderson y Cordell, 1988). De hecho, los árboles son considerados un referente de lujo y atractivo estético dentro de las grandes ciudades (Vargas *et al.*, 2007).

Así mismo, existen estudios que evalúan la calidad estética de las calles en diferentes condiciones para conocer cómo influye la presencia de árboles en la preferencia y frecuencia de uso de cada escena estudiada. Encontrando que los consumidores se inclinan más por las calles, avenidas, camellones, etc., que contienen mayor número de árboles (Sullivan y Kuo 1996). Sin embargo, es conveniente aclarar que los beneficios tienen

diferente naturaleza e importancia, dependiendo de la ubicación y de las circunstancias económicas, sociales, culturales y ambientales de una determinada comunidad.

2.3 Factores que afectan en desarrollo del arbolado urbano

Hoy en día más del 50 % de la población mundial se concentra en ciudades y se estima que para 2050 el porcentaje aumente a 70 %. En países subdesarrollados como es el caso de México el porcentaje de la población que habita en áreas urbanas se encuentra por encima del 75%. Este tipo de concentración poblacional implica el agotamiento y la degradación de los bosques dentro de la ciudad y zonas adyacentes.

La sustitución por edificaciones y superficies impermeables, es decir la priorización de la infraestructura gris, es el problema más común para conservar la IV (Barker, 1983; Wong *et al.*, 1988). Sumado a esto se encuentran otros factores que agravan la salud y condición del arbolado urbano, por ejemplo, las malas prácticas de poda para liberar el cableado aéreo o edificaciones, traslape radicular entre ejemplares por la competencia de nutrientes, falta de apropiación o rechazo por parte de los ciudadanos, la compactación del suelo que imposibilita el acceso al agua y nutrientes, así como la limitada superficie para el desarrollo de un sistema radicular sano (Randrup *et al.*, 2001). Este último se ha descrito como la causa principal que ocasiona problemas de salud y en el crecimiento de árboles (Hawver y Bassuk, 2006).

2.4 Inventarios del arbolado urbano, un paso obligado para la gestión eficiente

La creación de inventarios y diagnósticos del arbolado urbano permite identificar una serie de aspectos relevantes para su manejo. Estos aportan información sobre las especies (a nivel individual y poblacional), su condición, aporte de servicios ecosistémicos, plagas y enfermedades, necesidades de mantenimiento y conflictos principales. Lo anterior permite establecer lineamientos y estrategias de gestión para conservar y mejorar la calidad del arbolado urbano.

En la Delegación Política Venustiano Carranza, en la Ciudad de México, se realizó un inventario del arbolado de alineación de las calles y avenidas, se encontró que la amplitud

de la banqueta está muy relacionada con los tamaños de las plantas, además se identificó un déficit de 2,934,000 m² de vegetación según los requerimientos planteados por la OMS. Los resultados de este trabajo sirvieron para priorizar el aumento de las áreas verdes en la Delegación y para identificar las especies que pueden plantarse según la amplitud de banqueta (Benavides-Meza y Villalón-Rojas, 1992).

En la ciudad de Bahía Blanca, Argentina se realizó un diagnóstico del arbolado urbano de alineación con la intención de optimizar la relación entre la cantidad de ejemplares arbóreos y la densidad poblacional. Se encontró que en el 43% de las calles y sitios muestreados la cantidad de árboles es insuficiente, que el 27% de los árboles no cuentan con un buen estado de salud y que se necesitan aproximadamente unos 2,599 árboles para cumplir con los estándares planteados por la OMS. El trabajo sirvió para elaborar un diseño metodológico para la elaboración del plano verde de la ciudad (Benedetti y Campo, 2007).

En Santiago de Chile, se evaluó la estructura de la vegetación de la ciudad con el objetivo de estimar una serie de variables de interés para la planificación sustentable de la ciudad, se estimó el número total de árboles, tamaños, condición de vigor, la diversidad de especies, la biomasa y el área foliar. Se encontró que los sitios donde la población tiene menos ingresos existen mayor déficit en la calidad y cantidad de vegetación, por tanto, el estudio sirvió planificar intervenciones encaminadas a la revegetación y conservación de la vegetación en sitios vulnerables, y para el mejoramiento de la calidad ambiental en Santiago (Hernández, 2008).

En la ciudad de Guisa, en Cuba se realizó un inventario y diagnóstico del bosque urbano como una fase inicial para el desarrollo de un programa de silvicultura urbana. La investigación se realizó en las principales arterias de la ciudad, parques, espacios y otras zonas. Se identificaron las especies existentes. Los resultados arrojaron un total de 305 individuos y la valoración económica de las principales especies dentro del contexto urbano arrojó un monto de \$19,057.68 pesos, lo cual denota la importancia del arbolado en ambientes degradados por la acción antrópica. También se identificó que el arbolado de alineación es menos abundante y se encuentra en condiciones precarias en comparación

con el arbolado en parques o plazas públicas, donde existe una mayor cantidad de árboles. Se propuso un plan de manejo de las áreas verdes para minimizar la degradación existente (Sosa-López *et al.*, 2011).

En San Luis Potosí, se realizó un censo del arbolado urbano en situación de banqueta con el propósito de conocer el tipo de vegetación que se ha establecido y sobrevive en esta sección. Las medidas observadas del ancho de banqueta (considerando todos los tipos de ejes viales en la ciudad) indicaron un valor promedio de 3 m, con una medida estándar de 50 cm de ancho para la franja de vegetación en banqueta. Los postes del sistema eléctrico presentaron dos conducciones de cableado, los de media y baja tensión, instalados a una altura de 12 y 5-6 m, respectivamente. En las líneas telefónicas, entre los 7 y 5 metros. Se identificaron un total de 133 especies en condición de banqueta, de las cuales 80 fueron introducidas y 53 nativas. Este trabajo sirvió para detectar las variedades morfológicas de las especies, los ejemplares de mayor crecimiento en estado adulto y sin alteración por manejo. Adicionalmente se caracterizó el área de banqueta y la forma planimétrica de las plantas según sus medidas y forma de crecimiento. Los hallazgos contribuyeron a la creación de fichas descriptivas sobre los detalles de las partes diagnósticas de cada especie mediante su identificación (Ramos-Palacios, 2019).

2.5 Situación del arbolado en Xalapa

El municipio de Xalapa se encuentra en la zona central montañosa del estado de Veracruz, en las estribaciones occidentales del Cofre de Perote, al Sur Oeste de México. Xalapa, capital del Estado de Veracruz, es una ciudad de tamaño medio que alberga al 6.15 % de la población estatal (480,841 habitantes) y ha crecido a un ritmo acelerado en los últimos 30 años, lo cual implica una gran demanda de servicios e infraestructura que no ha sido satisfecha a plenitud (INEGI, 2009; Rodríguez, 2015; Ayuntamiento de Xalapa, 2019).

Hasta el año 1950 Xalapa era una ciudad característica de la época colonial. En los años 60s la ciudad comenzó a crecer sobre una traza de plato roto (sin planificación) en una topografía irregular, caracterizada por pendientes pronunciadas. En los 80' s y 90' s proliferaron asentamientos irregulares en el norte de la ciudad, con un despliegue muy

desordenado. El crecimiento habitacional, hasta principios de 1990, se produjo a partir de tres procesos, a) autoconstrucción: corresponde a estratos populares, en donde se dio origen a los asentamientos del norte y este (1980-1990); b) construcción particular con recursos propios: corresponde a estratos medios altos, ocurrió en las zonas del centro y sureste (a lo largo de las avenidas 20 de Noviembre y Murillo Vidal, y en el grupo de colonias conocido como Las Ánimas); c) construcción financiada por el Estado: es propio de los estratos medios bajos (trabajadores de sindicatos gubernamentales), en 70's y 80's dio origen a las colonias Inmecafé, Fovissste, Sahop, Xalapa 2000 y, recientemente, Jardines de Xalapa. Cuando la vivienda apoyada por el estado dejó de existir comenzaron a prosperar las edificaciones de constructoras nacionales (Casas Geo, Homex, por ejemplo). Muchas de las colonias formadas al empezar el siglo XXI, carecen de calles pavimentadas, redes de drenaje y agua, alumbrado y áreas verdes (Rodríguez, 2015; Ayuntamiento de Xalapa, 2019).

El crecimiento acelerado y mal planificado de la ciudad ha superado la capacidad institucional del gobierno local en materia de medio ambiente, se atiende el 75% de las áreas verdes de la ciudad y únicamente existe un inventario del parque "Los Berros", que no cuenta con coordenadas geográficas y por tanto imposibilita la identificación de los ejemplares en campo y el análisis cartográfico (Ayuntamiento de Xalapa, 2019; IFAI, 2020). La insuficiencia presupuestal, falta de capacidades y el manejo ineficiente del arbolado también obstaculizan su gestión. Lo anterior hace evidente la insuficiencia y falta de capacidades institucionales para brindar servicios públicos eficientes e infraestructura de calidad en beneficio de la ciudadanía. Como consecuencia se deteriora la imagen urbana y la calidad de vida de los recursos naturales en la ciudad (Ayuntamiento de Xalapa, 2019).

Se requiere un manejo adecuado para el fomento del tejido social a través de actividades recreativas, culturales, de apreciación de la naturaleza, el fortalecimiento de las relaciones sociales, el intercambio, la convivencia y el aprendizaje. La falta de pertenencia y de apropiación ciudadana en estos espacios también impactan en el entorno y provocan un clima de inseguridad que genera actos delictivos de personas atraídas por estos espacios mal gestionados. Actualmente el plan de desarrollo municipal requiere de inventarios del

arbolado como una fase ineludible para la planificación y futuras acciones para la conservación del patrimonio natural (Ayuntamiento de Xalapa, 2019). Cabe destacar que el arbolado viario es el tipo de vegetación arbórea con mayor solicitud de poda o derribo en la ciudad, y estas se incrementan anualmente (IFAI, 2020).

Pese a los problemas que enfrenta, Xalapa se ubica entre las principales ciudades con mayor índice de vista verde del mundo (22.1 %) y poco más de un tercio de la ciudad (37.2 %) está cubierta por vegetación (Falfán *et al.*, 2018), sin embargo, los árboles dominantes son no nativos, la distribución es desigualitaria (Falfán y MacGregor-Fors, 2016), se desconoce su condición, calidad y las características del suelo sobre la cual se desarrollan.

3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los árboles representan la tecnología más eficaz y de bajo costo para el enfriamiento de los asentamientos humanos, la mitigación de la contaminación del aire, prevención de inundaciones, deslaves y otros fenómenos agudizados por el cambio climático. Si bien la reforestación es una prioridad y es necesaria, la realidad es que se ha venido haciendo de una forma no planificada y basada en criterios estéticos más de funcionales. Actualmente, el cambio climático pone en entredicho los métodos convencionales, la jardinería de alta demanda de agua y mantenimiento, reclamando nuevos enfoques que puedan representar una oportunidad para la adaptación. Para lograr lo anterior, se requiere de ciertas bases que aporten sobre el conocimiento de la infraestructura verde para lograr una planeación efectiva para orientar las inversiones, así como modelar las técnicas y métodos de intervención.

En este sentido, conocer la estructura de la vegetación, su valoración económica de servicios ambientales y los principales conflictos a los que se enfrenta es una necesidad para priorizar la atención a la infraestructura verde en los planes de desarrollo municipal. Por tanto, en este trabajo se realiza un diagnóstico para conocer la situación actual (estructura, aporte de servicios ecosistémicos) del arbolado y vegetación leñosa en los ejes viales de Xalapa, en diferentes condiciones de vulnerabilidad socioambiental. Las preguntas a responder son: ¿Cómo es la estructura de la vegetación leñosa en los ejes viales de Xalapa? ¿Es eficiente para suministrar servicios ecosistémicos? ¿Cuáles son sus principales conflictos? ¿Y si estas características varían en las diferentes condiciones de vulnerabilidad socioambiental?

4. HIPÓTESIS

La infraestructura verde en los ejes viales de Xalapa es eficiente para suministrar bienes y servicios ecosistémicos en todos los estratos socioambientales de la ciudad.

5. OBJETIVOS

5.1 General

Determinar la estructura, servicios ecosistémicos y los principales conflictos de la vegetación leñosa en los ejes viales de zonas con diferentes condiciones de vulnerabilidad socioambiental en la ciudad de Xalapa.

5.1.1 Específicos

- Evaluar la estructura de la vegetación leñosa en los ejes viales de la ciudad y diferentes condiciones de vulnerabilidad socioambiental.
- Determinar el aporte y valor de los servicios ecosistémicos de la vegetación leñosa en los ejes viales de la ciudad y diferentes condiciones de vulnerabilidad socioambiental.
- Evaluar los conflictos de la vegetación leñosa en los ejes viales de la ciudad respecto al levantamiento de banquetas e interferencias con cableado aéreo.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

Xalapa es una ciudad de tamaño medio, alberga al 6.15 % de la población estatal (480,841 habitantes) y ha triplicado su tamaño en los últimos 30 años, actualmente la zona urbana se distribuye en una superficie de 64 km², a una altitud que oscila entre los 1,100 y 1,600 msnm. El tipo de clima en la ciudad corresponden a semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano al sureste y templado húmedo con lluvias todo el año al noroeste (Castillo-Campos, 1991; Soto-Esparza y Gómez-Columna, 1993; INEGI, 2009). El rango de temperatura oscila entre 18-24°C. El tipo de vegetación preexistente en la ciudad corresponde al bosque mesófilo de montaña. Las zonas urbanas están creciendo sobre lomerío de basalto y sierra volcánica, en áreas donde los suelos dominantes son Andosol y Regosol, dichas áreas fueron ocupadas anteriormente por la agricultura, bosques y pastizales (INEGI, 2009).

Área de Estudio

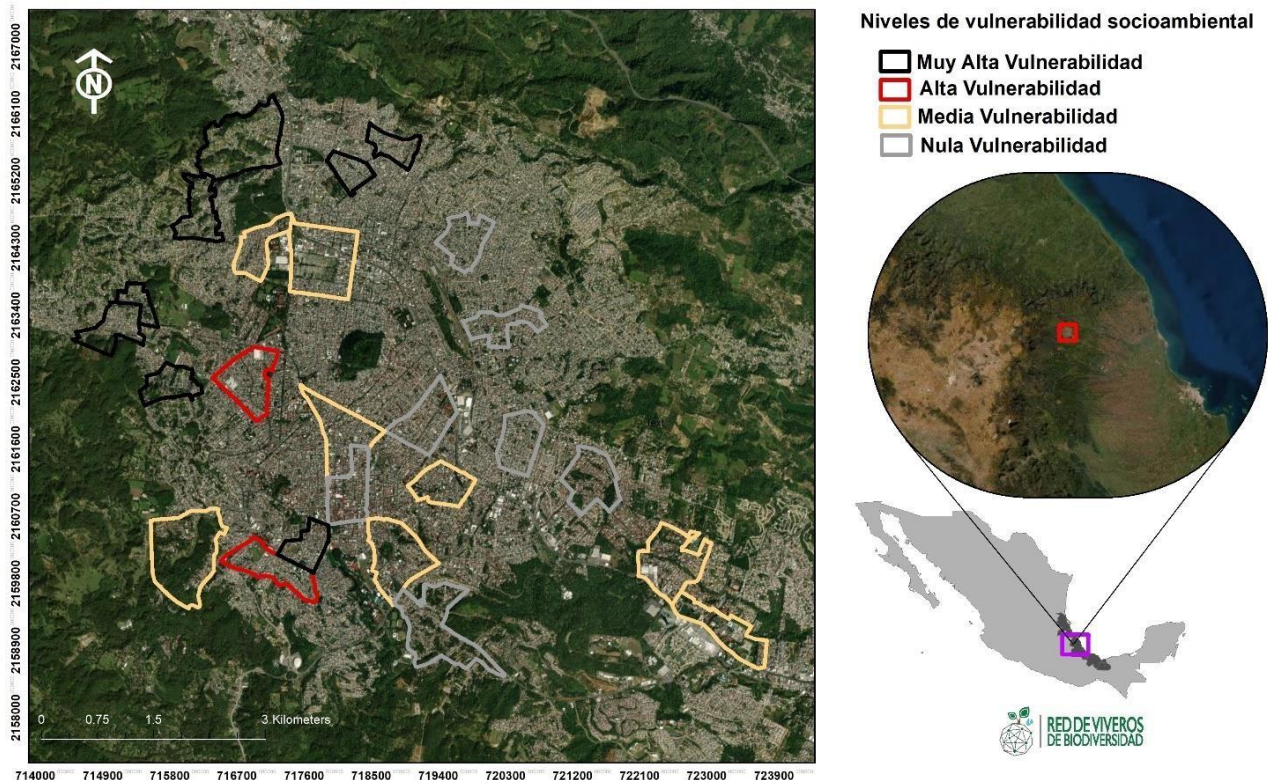


Figura 4. Ubicación del municipio de Xalapa y sitios de estudio. Las líneas color azul representan el 15% de las AGEB y las líneas en color negro representan las calles a muestrear.

Como parte del estudio técnico de línea base para evaluar posibles medidas de adaptación basada en ecosistemas en la ciudad de Xalapa, se realizó una clasificación de la vulnerabilidad socioambiental en las áreas Geoestadísticas Básicas (AGEB) de la ciudad. Esta clasificación utilizó a) variables climáticas y ecológicas para delimitar las zonas donde las personas, sus sistemas productivos y ecosistemas están más expuestos ante la acumulación de estos peligros y b) variables sociales y económicas para evaluar la sensibilidad socioeconómica a través de indicadores de Vivienda (servicios y bienes), salud, discapacidad, población, educación-tecnología, género y economía. Como producto se elaboró un mapa con que clasifica la vulnerabilidad socioeconómica en cinco categorías: Muy Alta, Alta, Media, Baja y Nula (CityAdapt, 2020).

6.3 Colecta de datos

6.3.1 Caracterización y composición de vegetación leñosa

Para la selección de sitios de muestreo se usó el método (modificado) utilizado por Benavides-Meza y Villalón-Rojas (1992), para esto se realizó una selección azarosa del 15% de las AGEB (Área Geoestadística Básica) de la ciudad. De acuerdo a la clasificación de vulnerabilidad socioambiental fueron seleccionadas ocho AGEBS de muy alta vulnerabilidad, dos de alta vulnerabilidad, ocho de muy alta vulnerabilidad y siete de nula vulnerabilidad (Fig. 4). En cada AGEB se trazaron cuatro transectos de 250 metros, utilizando un odómetro y longímetro. En cada transecto se registró y midió la vegetación leñosa (árboles, arbustos y palmas) superior a 2.54 cm (1 pulgada) que se encontró en las banquetas de cada lado del eje vial y en el caso de avenidas se sumó la vegetación del camellón.

6.3.2 Servicios ecosistémicos

Para calcular la eliminación de la contaminación (O₃, CO, NO₂, SO₂, PM 2.5), la captura y almacenamiento de carbono, producción de oxígeno, escurrimiento evitado y valores estructurales, se utilizó la herramienta *i-Tree Eco* v6. Esta requiere que a través de formatos o un teléfono móvil se registren los siguientes datos a cada árbol: especie, altura total, altura de copa viva, altura a la base de la copa, ancho de copa de Norte a Sur, ancho de copa de Este a Oeste, porcentaje de copa ausente, salud de la copa, porcentaje de luz

en la copa, diámetro a la altura del pecho (DAP), uso de suelo (público o privado). Las alturas fueron medidas con telémetro o flexómetro, el DAP con cinta diamétrica y las longitudes con longímetro y flexómetro.

i-Tree Eco está diseñado para usar datos de campo estandarizados y datos locales de la contaminación del aire y datos meteorológicos. La eliminación de la contaminación se calcula usando los datos de campo, la contaminación reciente disponible y los datos de estado del tiempo. La eliminación de contaminantes se calcula para ozono, dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, monóxido de carbono y material particulado menor a 2.5 micrones. El material particulado PM 10 es otro contaminante importante del aire, pero no se incluye en este análisis, dado que las PM 2.5 son más relevantes en las discusiones sobre los efectos de la contaminación del aire en la salud humana.

Los cálculos de la eliminación de la contaminación del aire se derivan de los cálculos de la resistencia del dosel de los árboles al ozono, azufre y dióxido de nitrógeno, utilizados en los modelos de deposición de doseles de hojas grandes y de multicapas (Baldocchi, 1988; Baldocchi *et al.*, 1987). Ya que la eliminación de monóxido de carbono y material particulado por la vegetación no está directamente relacionada con la transpiración, los índices de eliminación para dichos contaminantes se basan en los valores promedio medidos de la literatura (Bidwell y Fraser, 1972; Lovett, 1994) que se modificaron según la fenología y área de las hojas. La eliminación del material particulado incorporó un índice de suspensión del 50 por ciento de partículas de regreso a la atmósfera (Zinke, 1967). Las últimas actualizaciones (2011) al modelaje de la calidad del aire se basan en mejores simulaciones del índice del área de las hojas, procesamiento e interpolación del estado del tiempo, la contaminación, y valores monetarios actualizados de los contaminantes (Hirabayashi *et al.*, 2011; Hirabayashi *et al.*, 2012).

Para este análisis, el valor de la eliminación de la contaminación se calcula con base en los precios de \$32,197 (MX) por tonelada métrica de monóxido de carbono, \$431,943 (MX) por tonelada métrica de ozono, \$64,515 (MX) por tonelada métrica de dióxido de

nitrógeno, \$23,505 (MX) por tonelada métrica de dióxido de azufre, \$14,993,790 (MX) y por tonelada métrica de material PM 2.5.

Para calcular el almacenamiento actual de carbono, se calcula la biomasa de cada árbol usando ecuaciones de la literatura y los datos de los árboles medidos. Los árboles maduros con mantenimiento tienden a tener menos biomasa de la predicha por las ecuaciones de biomasa derivadas del bosque (Nowak, 1994). Para ajustar la diferencia, los resultados de la biomasa para árboles urbanos maduros se multiplicaron por 0.8. La biomasa del peso seco de los árboles se convierte en carbono almacenado al multiplicarse por 0.5. Los valores de referencia para estimar económicamente este servicio se basan en el valor del carbono para Estados Unidos (Agencia de Protección Ambiental de EEUU 2015, Grupo de Trabajo Interagencial del Costo Social del Carbono 2015). Para este análisis, los valores de almacenamiento y secuestro de carbono se calculan con base en \$870 (MX) por tonelada métrica.

La cantidad de oxígeno producido se calcula a partir del secuestro de carbono con base en los pesos atómicos: liberación neta de O₂ (kg/año) = secuestro neto de C (kg/año) x 32/12. Para calcular el índice de secuestro neto de carbono, la cantidad de carbono secuestrado (resultado del crecimiento del árbol) se reduce por la cantidad perdida que resulta de la mortalidad del árbol. En este caso la producción de oxígeno se calcula a partir del secuestro bruto de carbono y no considera la descomposición.

El escurrimiento superficial evitado anualmente se calcula con base en las precipitaciones interceptadas por la vegetación, en particular la diferencia entre el escurrimiento anual con y sin vegetación. Aunque las hojas de los árboles, las ramas y la corteza pueden interceptar la lluvia y mitigar así el escurrimiento evitado, sólo se toman en cuenta las precipitaciones interceptadas por las hojas. El valor del escurrimiento evitado se basa en los valores locales calculados o los definidos por el usuario. Para este análisis, el valor del escurrimiento evitado se calcula con base en el precio de \$44.91 (MX) por m³.

6.3.3 Caracterización de las situaciones urbanas

El ancho de banqueta se midió cinco veces en el transecto, a los 50, 100, 150, 200 y 250 m, se utilizó flexómetro y cinta métrica. En los mismos puntos de medición se registró la altura del cableado aéreo más bajo, es decir, el primer cable con el que la vegetación entra en conflicto al crecer, los cables se catalogaron de acuerdo al servicio que ofrecen: Luz (energía) y telecomunicaciones (internet, cable, entre otros).

6.3.4 Conflictos y problemas con infraestructura gris

Los conflictos que la IV causa sobre la infraestructura gris se dividieron en conflictos a nivel radicular y aéreo. A nivel de las raíces se categorizaron de la siguiente manera: 1) conflictos con acera-banqueta, donde se aprecia un levantamiento en la zona de tránsito peatonal sin llegar a la zona del tránsito vehicular; 2) conflictos con propiedad privada, se caracterizan por el levantamiento de paredes o bardas; 3) conflicto con calle, en donde existe levantamiento en la zona de tránsito vehicular y 4) sin conflicto, donde no hay evidencia de conflictos relacionados al sistema radicular.

Los conflictos aéreos relacionados con el cableado aéreo y el follaje de las plantas se categorizaron en: 1) presente y en conflicto, donde hay cables presentes y el follaje, ramas o tronco están interfiriendo y causando daños de gravedad distinta sobre la línea del cableado; 2) presente y sin conflicto, en donde existe cableado pero no hay riesgos de entrar en conflicto, generalmente porque la vegetación ha superado la altura de las líneas de servicio; 3) potencial, se refiere a situaciones en las que actualmente no hay riesgos pero existe un alta probabilidad de que se originen en el futuro, un ejemplo claro es el de árboles jóvenes o recién plantados; y 4) sin conflicto, se trata de la ausencia de cables.

6.4 Análisis estadístico

Se utilizó el programa Minitab v19 para realizar estadística descriptiva de los datos de especies leñosas sobre eje vial en las distintas zonas de vulnerabilidad socioambiental se reportan medias y error estándar. Se utilizó el programa Past 3 para estimar el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H) no paramétrico que considera riqueza, abundancia y uniformidad de las especies. También se calculó el índice de Simpson (1-D) ya que es un

buen estimador para muestras pequeñas, finalmente se calculó el índice de Chao-1 como estimador de la abundancia de especies. Los índices fueron calculados para el arbolado en general de Xalapa, para las diferentes condiciones de vulnerabilidad socioambiental y situaciones viales (banqueta y camellón). Se utilizó una prueba de Mann-Whitney para comprobar si existen diferencias significativas en el DAP, la altura y el ancho de copa de los árboles respecto a la situación vial en la que se encuentran (banqueta - camellón). Además se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) para comprobar si existen diferencias significativas entre el DAP, la altura, el ancho de copa de los árboles, ancho de banqueta y altura de cableado en las diferentes zonas de vulnerabilidad socioambiental así como una prueba post-hoc de Tukey para encontrar la diferencia por zona, debido a la naturaleza de los datos también se implementó una prueba más de Kruskal-Wallis.

7. RESULTADOS

7.1 Características y composición de la vegetación leñosa en el arbolado viario

En 25 kilómetros de ejes viales en Xalapa se registraron 1,411 árboles (998 en banqueta y 413 en camellón), correspondientes a 100 especies, 73 géneros y 44 familias. De estos registros se encontró que el 59 % de las especies son introducidas y el 41 % son especies nativas (Tabla 1).

Tabla 1. Listado de especies del arbolado viario evaluado en la ciudad de Xalapa

Familia	Especie	Introducida	Nativa
Adoxaceae	<i>Sambucus nigra</i> L.	X	
Altingiaceae	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.		X
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	X	
Annonaceae	<i>Annona cherimola</i> Mill.	X	
	<i>Annona muricata</i> L.		X
Apocynaceae	<i>Nerium oleander</i> L.	X	
	<i>Dendropanax</i> sp.		X
Araucaceae	<i>Araucaria heterophylla</i> (Salisb.) Franco.	X	
	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze.	X	
Araliaceae	<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch.		X
	<i>Oreopanax capitatus</i> (Jacq.) Decne. & Planch.		X
Arecaceae	<i>Adonidia merrillii</i> (Becc.) Becc.	X	
	<i>Dypsis lutescens</i> (H. Wendl.) Beentje & Dransf.	X	
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman.	X	
	<i>Washingtonia robusta</i> H. Wendl.		X
Asparagaceae	<i>Beaucarnea recurvata</i> Lem.		X
	<i>Dracaena fragrans</i> (L.) Ker Gawl.	X	

	<i>Yucca gloriosa</i> L.	X	
	<i>Yucca guatemalensis</i> Baker.		X
	<i>Yucca sp</i>		
Betulaceae	<i>Carpinus caroliniana</i> Walter.		X
Bignoniaceae	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don.	X	
	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	X	
	<i>Tabebuia rosae</i> (Bertol.) DC.		X
Boraginaceae	<i>Ehretia tinifolia</i> L.		X
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.		X
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.		X
Casuarinaceae	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	X	
Celastraceae	<i>Zinoweiwia integerrima</i> (Turcz.) Turcz.		X
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	X	
Compositae	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	X	
	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.		X
	<i>Cupressus lusitanica</i> var. <i>Benthamii</i> (Endl.) Carrière		X
Cupressaceae	<i>Cupressus macrocarpa</i> Hartw.	X	
	<i>Cupressus sempervirens</i> L.	X	
	<i>Cupressus sp</i>		
	<i>Juniperus chinensis</i> L.	X	
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus aconitifolius</i> (Mill.) I.M.Johnst.	X	
	<i>Euphorbia cotinifolia</i> L.	X	
	<i>Euphorbia sp</i>		
	<i>Euphorbia pulcherrima</i> Willd. ex Klotzsch.		X
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.		X
	<i>Persea schiedeana</i> Nees.		X

	<i>Bauhinia variegata</i> L.	X	
	<i>Cassia fistula</i> L.	X	
	<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	X	
Leguminosae	<i>Erythrina americana</i> Mill.		X
	<i>Inga jinicuil</i> Schtdl. & Cham. ex G.Don.		X
	<i>Senna didymobotrya</i> (Fresen.) H.S.Irwin & Barneby.	X	
	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	X	
Lythraceae	<i>Punica granatum</i> L.	X	
	<i>Magnolia grandiflora</i> L.	X	
Magnoliaceae	<i>Heliocarpus donnellsmithii</i> Rose.		X
	<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L.	X	
Malvaceae	<i>Malvaviscus arboreus</i> Dill. ex Cav.		X
	<i>Trichilia havanensis</i> Jacq.		X
Meliaceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	X	
	<i>Ficus benjamina</i> L.	X	
Moraceae	<i>Ficus microcarpa</i> L.f.	X	
	<i>Callistemon citrinus</i> (Curtis) Skeels.	X	
	<i>Luma</i> sp		
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.		X
	<i>Syzygium paniculatum</i> Gaertn.	X	
	<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merr.	X	
	<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	X	
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	X	
	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	X	
	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.		X
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	X	
	<i>Bocconia frutescens</i> L.		X
Papaveraceae			

Platanaceae	<i>Platanus mexicana</i> Moric.		X
Pinaceae	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.		X
Piperaceae	<i>Piper auritum</i> Kunth.		X
Pittosporaceae	<i>Pittosporum tobira</i> (Thunb.) W.T.Aiton.	X	
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A.Cunn. ex R.Br.		X
	<i>Macadamia integrifolia</i> Maiden & Betche.	X	
	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	X	
Rosaceae	<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	X	
	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.		X
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	X	
	<i>Casimiroa edulis</i> La Llave.		X
	<i>Citrus x aurantifolia</i> (Christm.) Swingle.	X	
	<i>Citrus x aurantium</i> L.	X	
Rutaceae	<i>Citrus x limon</i> (L.) Osbeck.	X	
	<i>Citrus x limonia</i> (L.) Osbeck	X	
	<i>Citrus medica</i> L.	X	
	<i>Citrus reticulata</i> Blanco.	X	
	<i>Citrus x sinensis</i> (L.) Osbeck.	X	
	<i>Citrus x paradisi</i> Macfad.	X	
Sabiaceae	<i>Meliosma alba</i> (Schltdl.) Walp.		X
	<i>Brunfelsia americana</i> L.		X
	<i>Brugmansia arborea</i> (L.) Sweet.	X	
Solanaceae	<i>Brugmansia suaveolens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Sweet.	X	
	<i>Cestrum nocturnum</i> L.	X	
	<i>Solanum sp</i>	X	
Ulmaceae	<i>Ulmus mexicana</i> (Liebm.) Planch.		X

	<i>Ulmus parviflora</i> Jacq.	X	
Theaceae	<i>Camellia japonica</i> L.	X	
Verbenaceae	<i>Duranta erecta</i> L.		X
	<i>Spp 1</i>		

Se aprecia el número de árboles, familias y su estado (nativo o introducido)

Las cinco especies más comunes fueron *Liquidambar styraciflua* (15 %), *Ficus benjamina* (11 %), *Fraxinus uhdei* (9 %), *Cupressus sempervirens* (7 %) y *Platanus mexicana* (4.1 %) (Figura 5). Los resultados muestran una distribución desigualitaria de la vegetación leñosa en los ejes viales, a medida que la vulnerabilidad socioeconómica disminuye la cantidad de especies e individuos aumenta (Tabla 2).

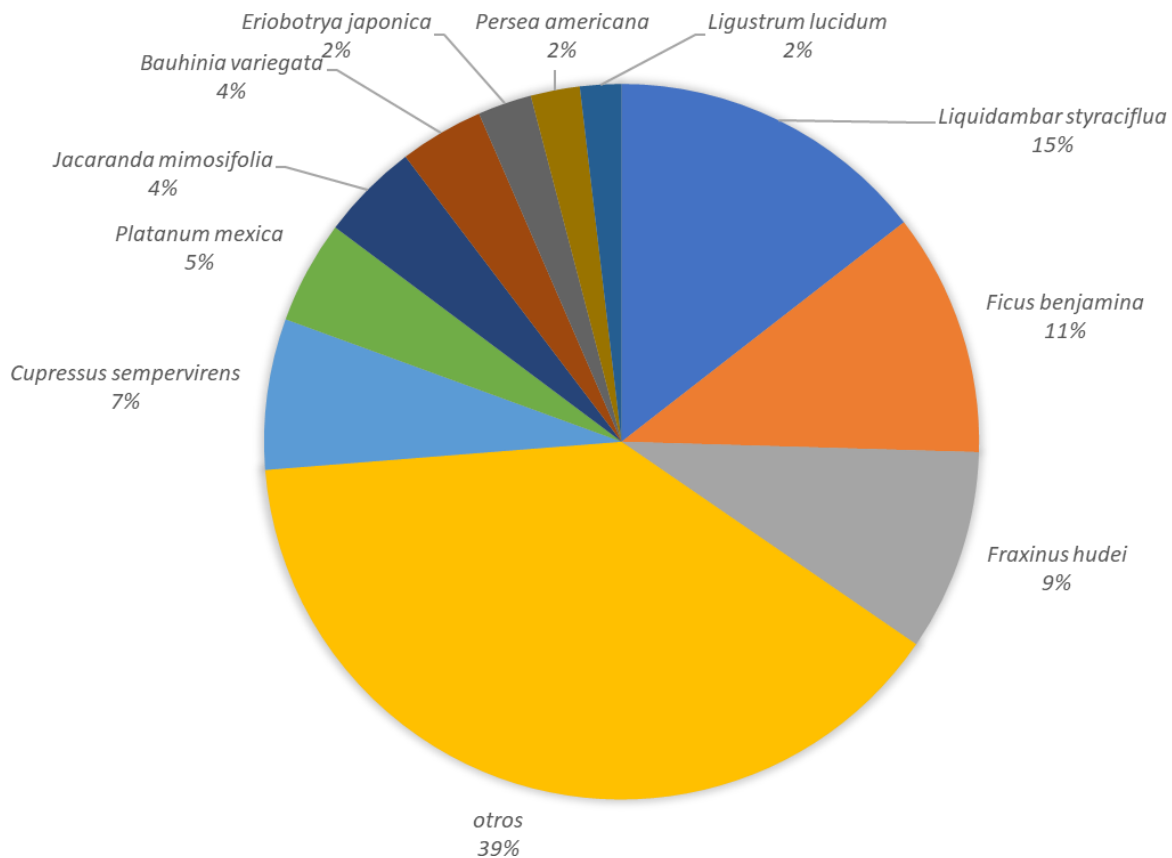


Figura 5. Composición de especies del arbolado viario en Xalapa.

El índice de diversidad de Shannon fue estimado en 3.5 para la vegetación leñosa en los ejes viales de la ciudad. El estimador de Chao-1 mostró un número de taxa estimado en 140. En las diferentes condiciones de vulnerabilidad socioambiental, se encontró que la diversidad es mayor en zonas de nula vulnerabilidad (Shannon= 3.3; Simpson =0.92) y muy alta vulnerabilidad (Shannon= 3.26; Simpson =0.93) (Tabla 2). Respecto a las condiciones de los ejes viales se encontró que la diversidad fue superior en situación de banqueteta (Shannon= 3.6 y Simpson= 0.95) en comparación con el camellón (Shannon= 2.6 y Simpson= 0.87). Mientras que el estimador de Chao-1 mostró que la abundancia estimada de especies para banqueteta es de 118 taxa y 61 para camellón.

Tabla 2. Índices de biodiversidad en diferentes zonas con diferente grado de vulnerabilidad

	Muy Alta	Alta	Media	Nula	Xalapa
AGEB	8	2	8	7	25
Especies	48	50	75	60	100
N	217	218	709	267	1411
Shannon H	3.26	2.86	3.06	3.3	3.5
Simpson D	0.93	0.85	0.89	0.92	0.94
Chao 1	63	78	133	81	140

En la zona de muy alta vulnerabilidad se registraron 5 especies exclusivas (3 nativas del BMM) en la zona de alta vulnerabilidad se registraron 6 especies exclusivas (2 nativas de BMM), en la zona de media vulnerabilidad 16 especies exclusivas (3 nativas del BMM) mientras que en la zona de nula vulnerabilidad se registraron 12 especies exclusivas (2 nativas del BMM) (Tabla 3).

Tabla 3. Especies exclusivas del Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) en diferentes zonas con diferente grado de vulnerabilidad

Especie de BMM	Muy alta	Alta	Media	Nula
<i>Zinoweiwia integerrima</i>	X			
<i>Persea schideana</i>	X			

<i>Heliocarpus donnellsmithii</i>	X		
<i>Oreopanax xalapensis</i>		X	
<i>Carpinus caroliniana</i>		X	
<i>Ulmus mexicana</i>		X	
<i>Casimiroa edulis</i>			X
<i>Meliosma alba</i>			X

Encontramos que la vegetación leñosa cubre 6.75 hectáreas de superficie y proporciona 17.01 hectáreas de área foliar. Las especies dominantes en términos de área foliar son *Liquidambar styraciflua*, *Fraxinus uhdei* y *Ficus benjamina*, las cuales encabezan los valores de índice de importancia (Tabla 4).

Tabla 4. Especies de importancia en el arbolado viario de Xalapa

Especie	Población (%)	Área de las hojas (%)	Valor de importancia
<i>Liquidambar styraciflua</i>	15	27.4	40.8
<i>Fraxinus uhdei</i>	9	22.7	33.6
<i>Ficus benjamina</i>	11	13.5	25.2
<i>Platanus mexicana</i>	5	11.4	13.8
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	4	7	12.7
<i>Cupressus sempervirens</i>	7	0.7	8.7
<i>Bauhinia variegata</i>	4	0.9	6.1
<i>Cupressus lusitánica</i>	1.4	2.4	3.7
<i>Persea americana</i>	2	0.9	3.7
<i>Eriobotrya japónica</i>	2	0.7	3.5

Se observó que en situación de banqueta es posible encontrar 39 ± 8 plantas leñosas/km. En las zonas de alta vulnerabilidad se registraron 108 ± 27 plantas leñosas/km, en zonas con vulnerabilidad media 54 ± 13 especies leñosas/km, en zonas de vulnerabilidad

nula 24 ± 12 especies leñosas/km y en zonas de muy alta vulnerabilidad 21 ± 4.9 especies leñosas/km.

En cuanto a los datos dasométricos se encontró que las plantas medidas tienen un DAP de 23.69 ± 0.7 m en general. Los valores más altos de DAP se encontraron en zonas de vulnerabilidad media 26.52 ± 1.45 cm, seguido de la zona de nula vulnerabilidad con un DAP de 23.47 ± 2.03 cm, alta vulnerabilidad 15.03 ± 1.02 cm y muy alta 14.28 ± 1.42 cm. El análisis de varianza indicó que para los árboles en situación de banqueta existen diferencias significativas en el DAP ($F=16.07, p>0.0005$) entre las zonas de vulnerabilidad. La prueba post-hoc de Tukey encontró que las zonas con vulnerabilidad media y nula son similares entre sí, pero muestran diferencias significativas respecto a las zonas de alta y muy alta vulnerabilidad (Figura 6). La prueba de Kruskal-Wallis también apoya la diferencia entre estas zonas ($H=48, p>0.0005$). El DAP en árboles en situación de camellón fue de 31.33 ± 1.32 , en banqueta fue de 21.79 ± 0.8 los cuales son significativamente diferentes de acuerdo a la prueba de Mann-Whitney ($p>0.0005$).

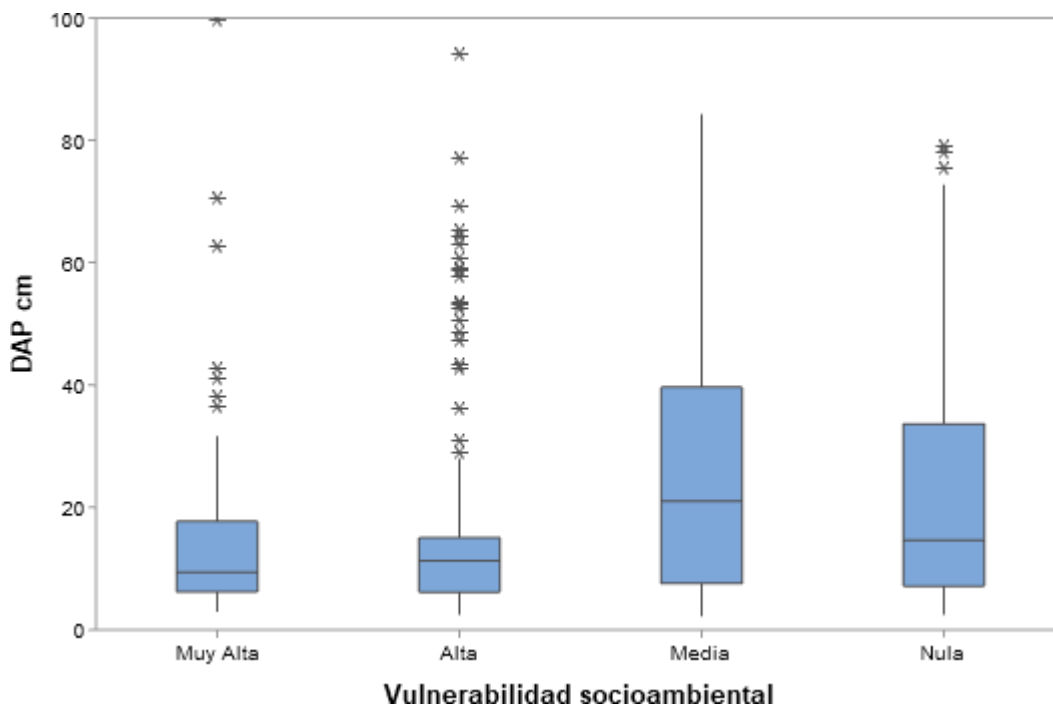


Figura 6. Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) entre las diferentes zonas de vulnerabilidad socioambiental de Xalapa.

La altura promedio de las plantas medidas fue de 9.21 ± 0.21 . Los valores de altura mayor se encontraron en zonas de media (9.29 ± 0.38 m) y nula vulnerabilidad (8.97 ± 0.55 m). Mientras que para las zonas de alta vulnerabilidad fue de 6.63 ± 0.29 m y para zonas de muy alta vulnerabilidad fue de 5.28 ± 0.31 m. El análisis de varianza indicó que en zonas de alta y muy alta vulnerabilidad la altura es significativamente inferior ($F=17.64$, $p>0.0005$). La prueba de Kruskal-Wallis también apoya la diferencia ($H=36.19$, $p>0.0005$) (Figura 7). Las plantas en camellón tienen una altura de 13.1 ± 0.46 m y en banqueta 7.98 ± 0.21 m, las cuales son significativamente diferentes de acuerdo a la prueba de Mann-Whitney ($p>0.0005$).

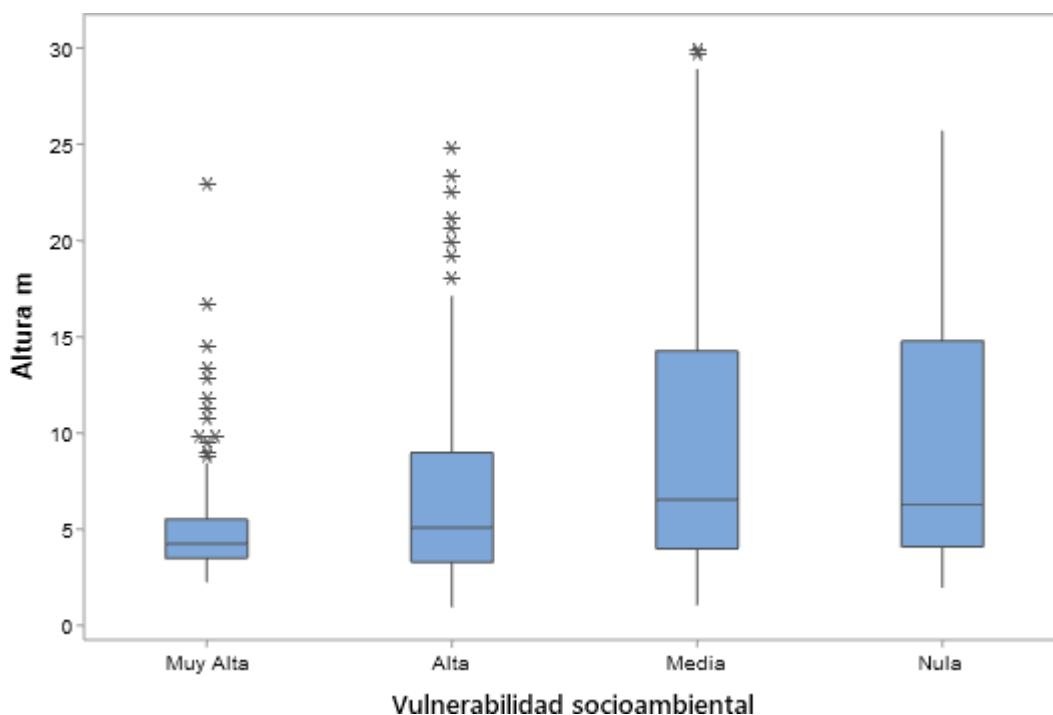


Figura 7. Altura promedio entre las zonas de vulnerabilidad socioambiental de Xalapa.

El ancho de la copa fue de 6.03 ± 0.16 m. (Figura 8). Los valores más altos de ancho se encontraron en zonas de nula 6.59 ± 0.45 m y media 6.33 ± 0.23 m vulnerabilidad. Mientras que para la zona de alta vulnerabilidad fue de 3.03 ± 0.21 m y para la zona de muy alta vulnerabilidad fue de 4.26 ± 0.32 m. El análisis de varianza indicó que en zonas de alta y muy alta vulnerabilidad el ancho de copa es significativamente inferior ($F=36.66$, $p>0.0005$). La prueba de Kruskal-Wallis apoya esta diferencia ($H=148.98$, $p>0.0005$). Las

plantas en camellón tienen un ancho de copa de 8.54 ± 0.32 m y en banqueta 5.2 ± 0.15 m, las cuales son significativamente diferentes de acuerdo a la prueba de Mann-Whitney ($p > 0.0005$).

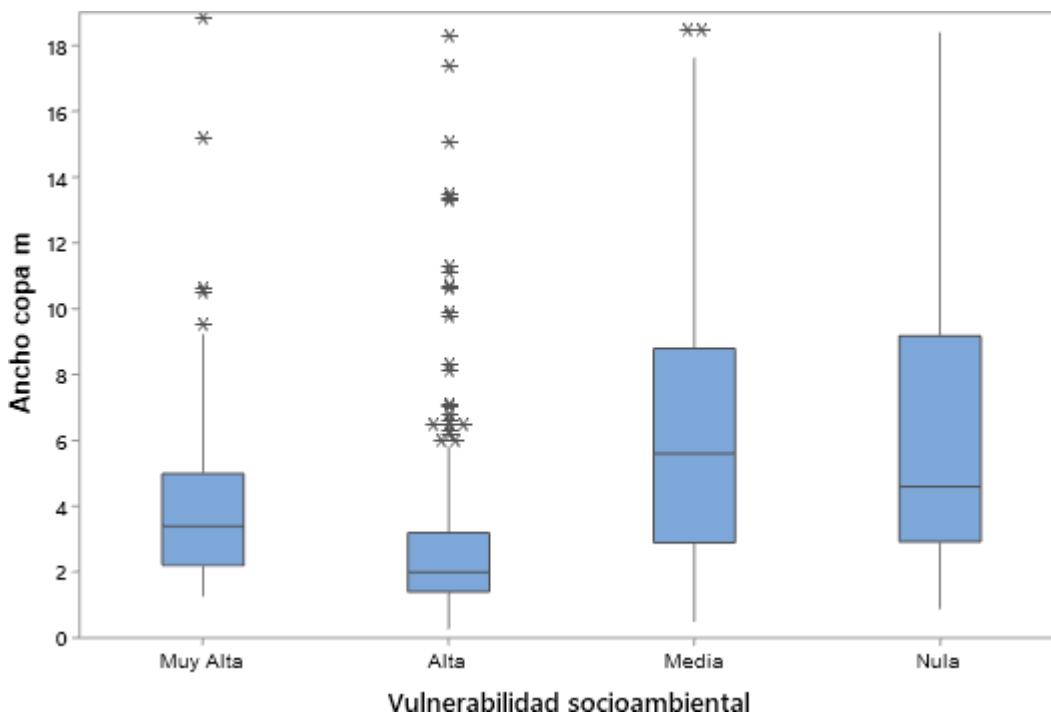


Figura 8. Ancho de copa promedio entre las zonas de vulnerabilidad socioambiental de Xalapa.

7.2 Servicios ambientales

Se estimó que los árboles eliminan anualmente 351.07 kilogramos de la contaminación del aire como ozono (O_3), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO_2) y material particulado menor a 2.5 micrones (PM 2.5) anualmente. (Figura 9). El valor de este servicio se calculó en \$283,597.00 (MX)/año. Las especies que más contribuyen al mejoramiento de la calidad del aire son *Liquidambar styraciflua*, *Fraxinus uhdei*, *Ficus benjamina*, *Jacaranda mimosifolia* y *Platanus mexicana*. Sin embargo, a nivel individual se encontró que *Casimiroa edulis*, *Heliocarpus donnellsmithii*, *Meliosma alba*, *Carpinus caroliniana*, *Grevillea robusta* y *Delonix regia* también son eficientes para mitigar contaminantes atmosféricos.

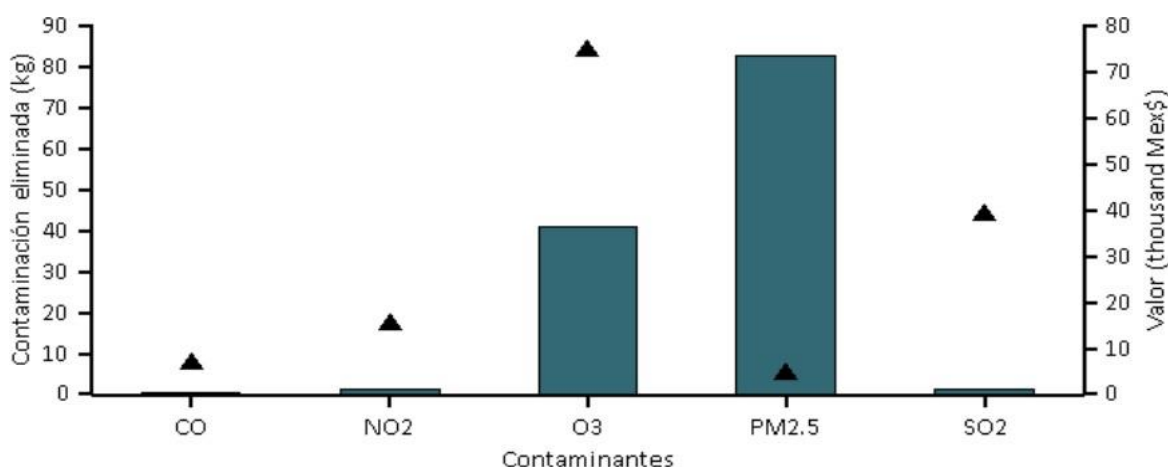


Figura 9. Eliminación anual de la contaminación y valor económico. En el eje X se encuentran los tipos de contaminantes, en el eje Y los puntos representan los valores de la de contaminación eliminada, y las barras representan valor económico por la eliminación de contaminantes

Se encontró que la mayor parte de los contaminantes fueron removidos en zonas de vulnerabilidad media (Tabla 5) principalmente por *Liquidambar styraciflua*, *Fraxinus uhdei* y *Jacaranda mimosifolia*; seguido de las zonas de nula vulnerabilidad donde las especies fueron *Ficus benjamina*, *Liquidambar styraciflua* y *Fraxinus uhdei*; en zonas de alta vulnerabilidad fue *Platanus mexicana*, *Cupressus sempervirens* y *Grevillea robusta*; y en zonas de muy alta vulnerabilidad las especies fueron *Platanus mexicana*, *Ficus benjamina* y *Bauhinia variegata*.

Tabla 5. Servicios ecosistémicos y valoración económica de las diferentes zonas de vulnerabilidad

Tipo de servicio	Servicios ecosistémicos	Muy alta	Alta	Media	Nula
A	Secuestro anual de Carbono (t/año)	1.5	3.02	13.99	3.38
N	Almacenamiento de Carbono (t)	23.5	34.3	211.73	112.6
A	Remoción de Contaminantes atmosféricos (kg/año)	33.3	14.39	205.89	97.47
A	Interceptación de aguas pluviales (m ³ /año)	107.63	59.81	924.27	340.18
	Valoración de servicio Neto (MX)	\$20,019.01	\$28,997.13	\$186,327.46	\$97,149.4
	Valoración de servicios Anual (MX)	\$20,266	\$17,356.56	\$233,220.37	\$96,023.49

A: anual, N: neto; t= toneladas

El secuestro bruto de carbono se registró en 21.89 toneladas por año, con un valor asociado de \$19,007 (MX)/año (Figura 10), en donde más del 50% (13.99 t) fue secuestrado en zonas de media vulnerabilidad. Mientras que el almacenamiento de carbono se estimó en 382 toneladas con un valor económico de \$332,493 MX (Figura 11), al igual que el secuestro de carbono la mayoría del carbono almacenado se encontró en zonas de media vulnerabilidad (211.73 t). De las plantas muestreadas *Fraxinus uhdei*, *Liquidambar styraciflua*, *Ficus benjamina*, *Platanus mexicana* y *Jacaranda mimosifolia* fueron las especies que almacenan y secuestran la mayor cantidad de carbono. Sin embargo, a nivel individual *Meliosma alba*, *Casimiroa edulis*, *Heliocarpus donnellsmithii*, *Ulmus mexicana*, *Cupressus lusitanica var. benthamii*, *Casuarina equisetifolia* y *Ehretia tinifolia* también son eficientes para suministrar este servicio.

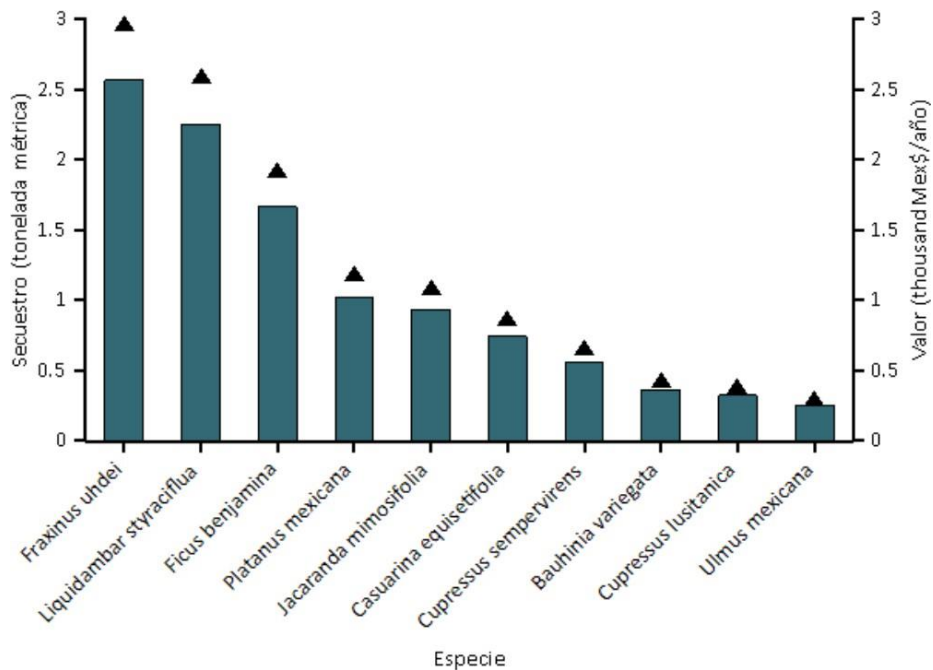


Figura 10. Captura anual de carbono en las principales especies leñosas de los ejes viales de Xalapa. En el eje X se encuentran las especies, en el eje Y los puntos representan las toneladas de carbono capturadas por cada especie y las barras los valores económicos asociados a la captura de carbono.

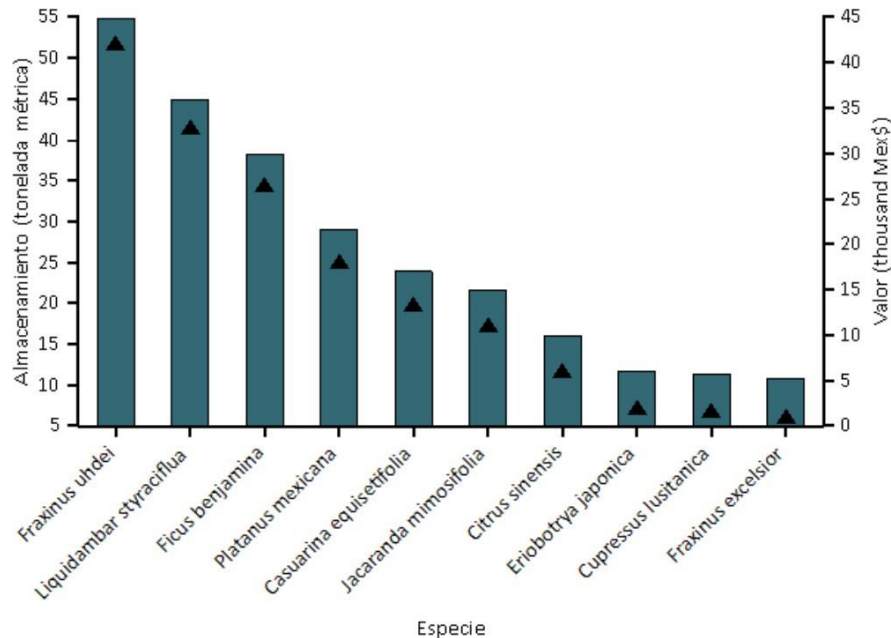


Figura 11. Almacenamiento de carbono en las principales especies leñosas en los ejes viales de Xalapa. En el eje X se encuentran las especies, en el eje Y los puntos representan las toneladas de carbono capturadas por cada especie y las barras los valores económicos asociados captura de carbono

La producción de oxígeno se calculó en 58.38 toneladas al año. Sin embargo, no hay fórmulas que permitan valorar este servicio en términos económicos debido a que se considera insignificante, pues este es relativamente estable y se encuentra en grandes cantidades en la atmósfera, además la producción por parte de los árboles es mínima en comparación con la producción de los sistemas acuáticos.

En cuanto al escurrimiento de agua evitado, se calculó que la vegetación medida en este estudio ayuda a reducir los escurrimientos de 1,431.9 metros³ de agua al año, el valor económico estimado para este servicio fue de \$64,263 (MX)/año (Figura 12). Este servicio es mejor proporcionado en zonas de media vulnerabilidad donde la vegetación medida intercepta 924.27 m³ de agua al año. En este trabajo las especies que más contribuyen a este servicio son *Ficus benjamina*, *Liquidambar styraciflua*, *Fraxinus uhdei* y *Jacaranda mimosifolia*. Sin embargo, a nivel individual se encontró que *Heliocarpus donnellsmithii*, *Platanus mexicana*, *Meliosma alba*, *Fraxinus uhdei*, *Ulmus mexicana*, *Cupressus lusitanica var. benthamii* y *Ehretia tinifolia* son útiles para evitar escurrimientos.

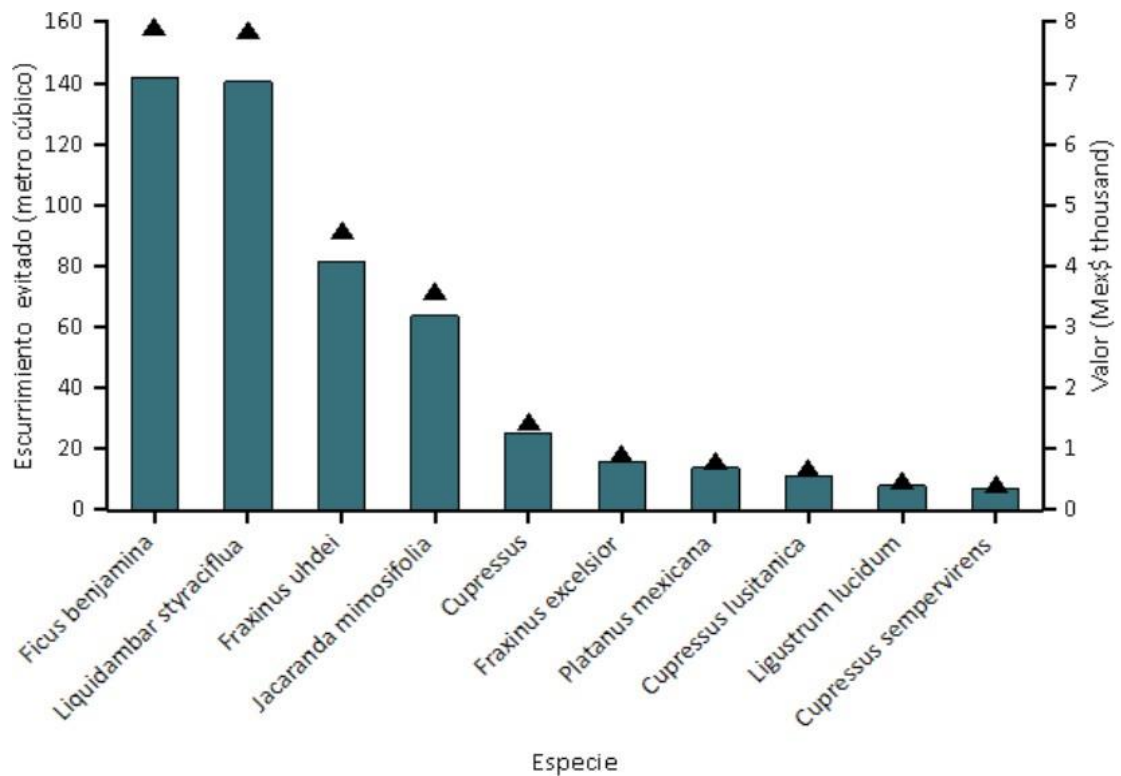


Figura 12. Escurrecimiento evitado y su valor económico. En el eje X se encuentran las especies, en el eje Y los puntos representan la cantidad de escurrecimiento evitado, y las barras representan valor económico de este servicio.

El valor estructural de los individuos registrados se calculó en \$39,116,831 (MX) (Figura 13). Sin embargo, este valor no considera la inversión en gastos de mantenimiento, por ejemplo, costos de producción, plantación, podas, riego, monitoreo y gastos administrativos.

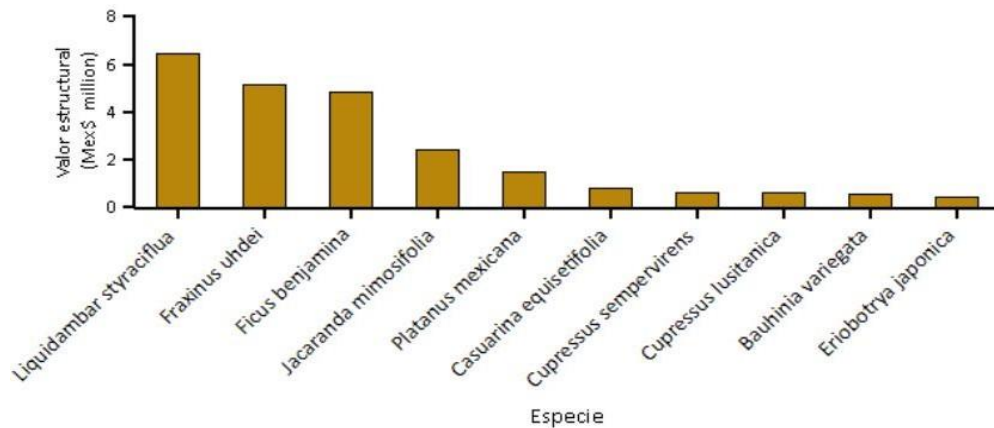


Figura 13. Especies con mayores valores estructurales. En el eje X se encuentran las especies, en el eje Y las barras representan valor económico.

7.3 Caracterización de banqueta y cableado

La altura mínima promedio de las líneas aéreas de servicios públicos (CFE y telecomunicaciones) se registró a 4.29 ± 1.27 m. El 86 % de ellas corresponden a servicios de telecomunicaciones (4.11 ± 0.97 m) y 13 % a líneas de la CFE (5.44 ± 2.12 m). Para las zonas de vulnerabilidad nula el cableado se encontró a una altura de 4.64 ± 1.76 m, en zonas de muy alta vulnerabilidad encontró a una altura de 4.26 ± 1 m, en las zonas de vulnerabilidad media a 4.2 ± 0.96 m y en las zonas de alta vulnerabilidad a 3.61 ± 0.88 m (Figura 14). El análisis de varianza indicó que existen diferencias significativas ($F=7.67$, $p>0.0005$) en la altura mínima del cableado aéreo entre las diferentes condiciones de vulnerabilidad socioambiental, la prueba post-hoc de Tukey mostró que la zona de alta vulnerabilidad tiene el cableado aéreo a menor altura, mientras que en la zona de nula vulnerabilidad el cableado aéreo se encuentra a mayor altura. La prueba de Kruskal-Wallis reveló exactamente lo mismo ($H=19.67$, $p<0.0005$).

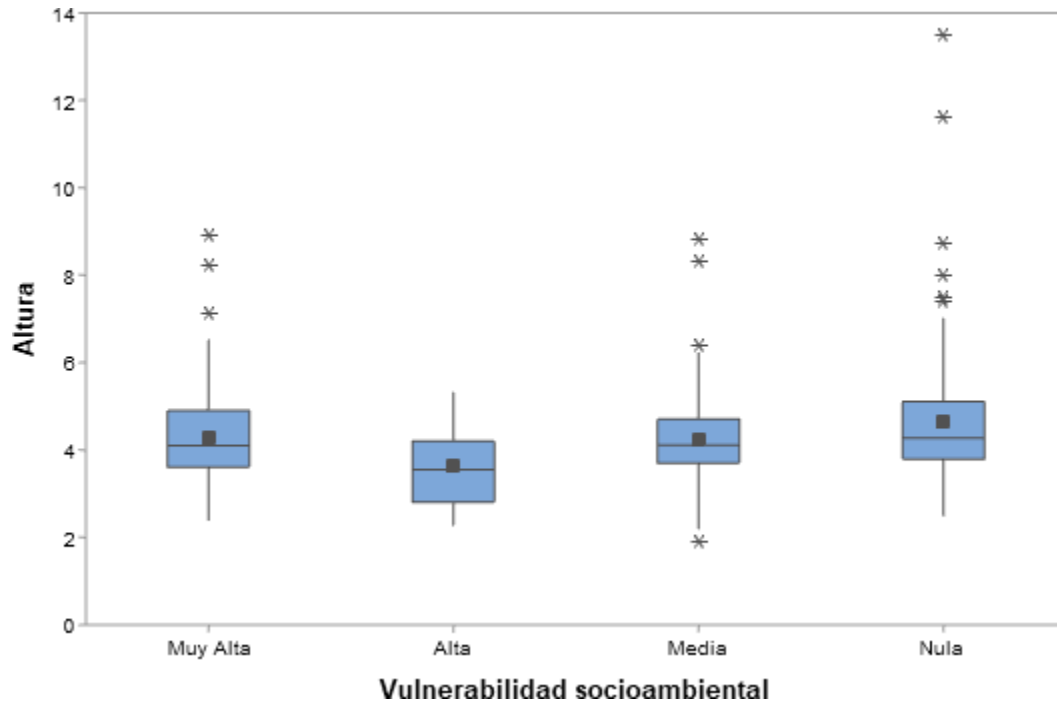


Figura 14. Altura mínima del cableado aéreo en diferentes zonas de vulnerabilidad socioambiental.

El ancho de banqueta se registró en 1.79 ± 0.82 m y el ancho de camellón fue de 3.89 ± 2.7 m. En las zonas de media vulnerabilidad se encontró un ancho de banqueta de 1.99 ± 0.84 m, en zonas de vulnerabilidad nula de 1.90 ± 0.91 m, de alta vulnerabilidad a 1.61 ± 0.45 m y en zonas de muy alta vulnerabilidad fue de 1.56 ± 0.74 m. (Figura 15). El análisis de varianza indicó que existen diferencias significativas ($F=8.78$, $p>0.0005$) en el ancho de banqueta entre las diferentes condiciones de vulnerabilidad socioambiental, la prueba post-hoc de Tukey mostró que la zona de media y nula vulnerabilidad tiene el ancho de banqueta mayor, mientras que en la zona de muy alta vulnerabilidad el ancho de banqueta es menor. La prueba de Kruskal-Wallis reveló exactamente lo mismo ($H=34.23$, $p<0.0005$).

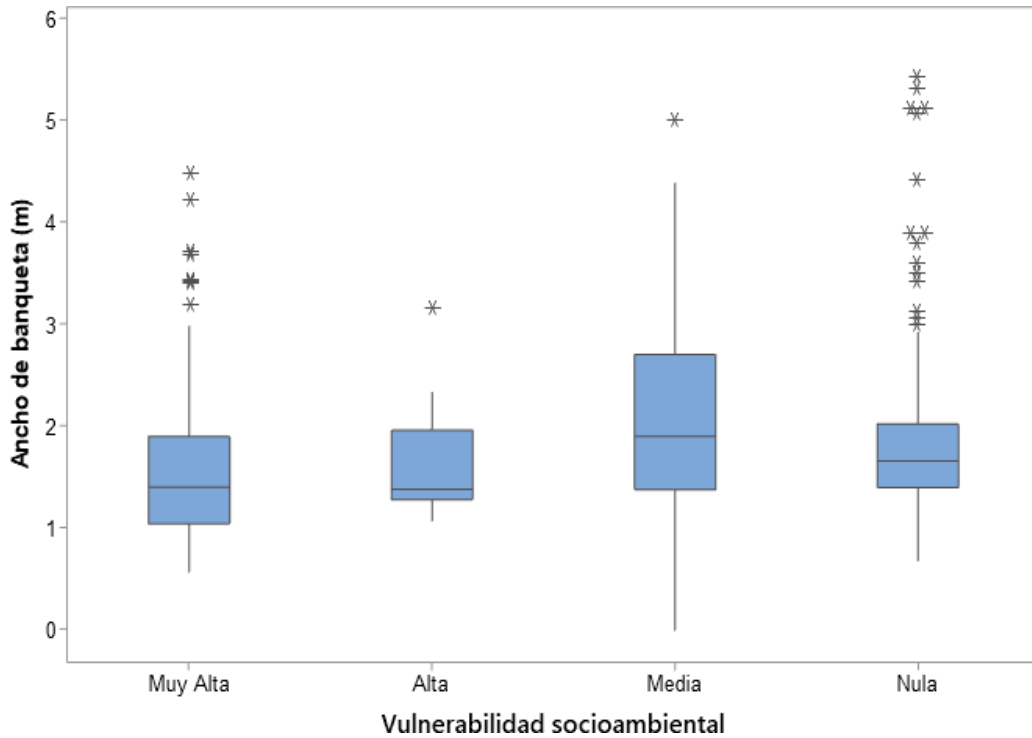


Figura 15. Ancho de banqueta en diferentes zonas de vulnerabilidad socioambiental.

7.4 Conflictos y necesidades de mantenimiento

Se identificó que el 56.1% de los árboles tiene problemas asociados al levantamiento de banquetas-aceras, de los cuales el 95% se encuentra en banqueta y el 5% restante en camellón. De las plantas en banqueta se encontró que aquellas en conflicto tienen un DAP de 30.91 ± 1.04 y las plantas sin conflicto tienen 9.01 ± 0.31 lo que muestra una diferencia significativa de acuerdo a la prueba de Mann-Whitney ($p > 0.0005$) (Figura 16).

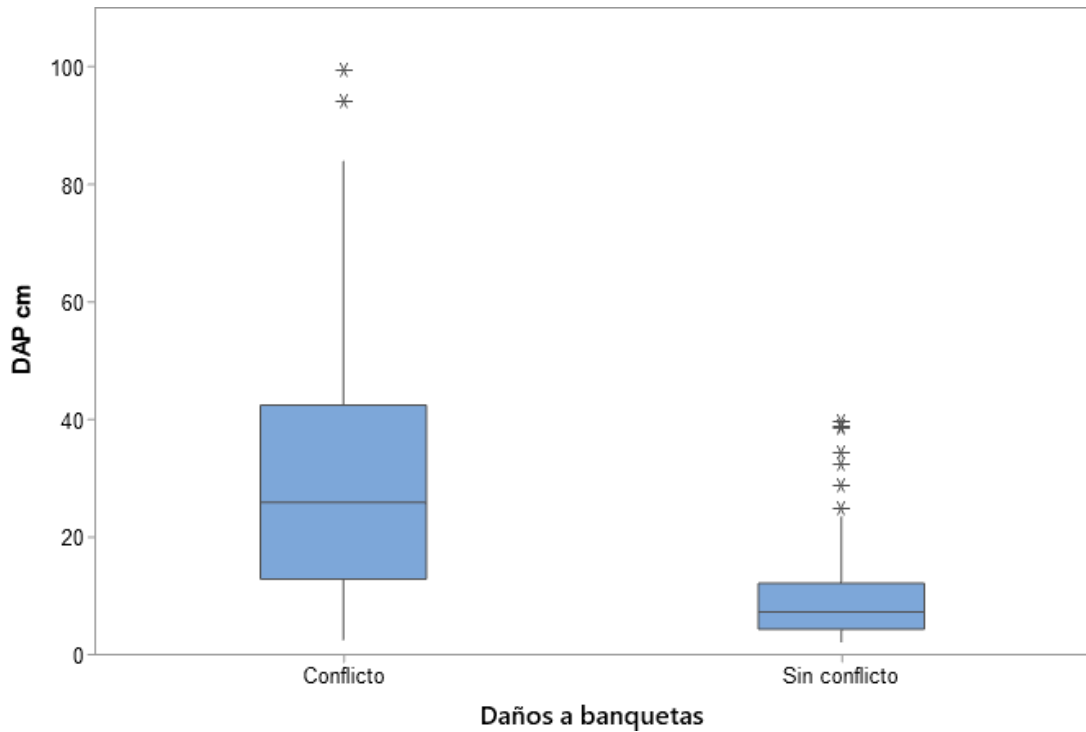


Figura 16. Conflicto con banqueta en función del DAP.

Además, se encontró en un modelo lineal generalizado que existe una relación positiva entre el incremento del DAP y la probabilidad de entrar en conflicto ($Y = 9.018x + 21.89$) (Figura 17). Las especies que comúnmente se encontraron dañando banquetas fueron situación fueron *Liquidámbar styraciflua* (n= 86), *Ficus benjamina* (n= 75), *Fraxinus uhdei* (n= 63), *Platanus mexicana* (n= 31) y *Eriobotrya japonica* (n= 26).

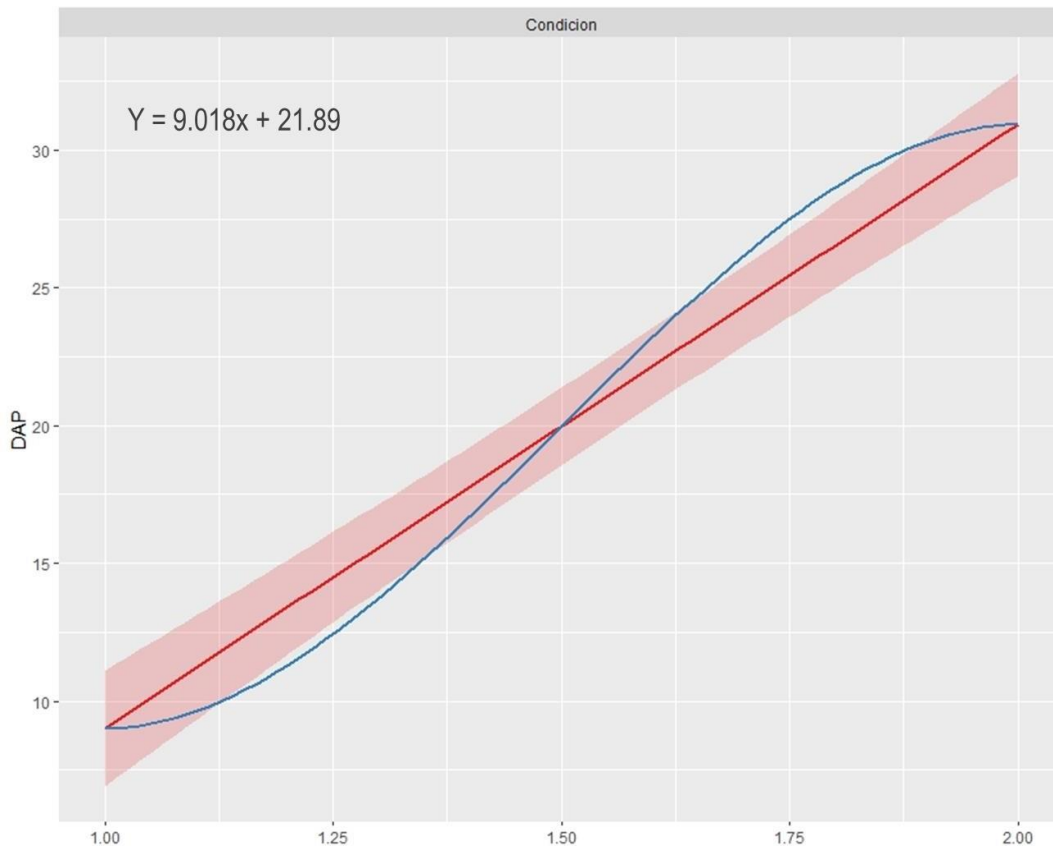


Figura 17. Relación entre el conflicto con la banqueta y el DAP (cm).

Para los problemas con el cableado se identificó que el 43.9 % de los ejemplares medidos tiene problemas presentes, de los cuales el 92 % se encuentra en banqueta y el 7 % en camellón. En situación de banqueta se encontró, que no existen diferencias significativas en la altura de las plantas en conflicto (10.07 ± 0.31 m) y sin conflicto (10.8 ± 0.54 m) con cableado con base en la prueba de Mann-Whitney ($p > 0.0005$). Las especies que más registraron conflicto con cableado aéreo fueron: *Liquidambar styraciflua* (n=84), *Fraxinus uhdei* (n= 51), *Cupressus sempervirens* (n= 44), *Ficus benjamina* (n= 31) y *Platanus mexicana* (n= 26).

En cuanto a las necesidades de mantenimiento se encontró el 4.6 % poda de seguridad, 8.7 % reemplazo o remoción, el 11 % atención a plagas y podas sanitarias, 79.7 % no requiere actividades de mantenimiento.

8. DISCUSIÓN

8.1 Vegetación urbana de Xalapa

La vegetación urbana se encuentra en constante cambio, principalmente su composición, tamaño y distribución. Por lo que surge la necesidad de evaluar periódicamente el conjunto de árboles dentro de una ciudad (McPherson *et al.*, 2017). En esta investigación encontramos que la cantidad de especies en los ejes viales de Xalapa es alta, con cinco especies que representan cerca del 50 % de la población registrada, un porcentaje significativo de especies exóticas y una distribución desigual en las diferentes condiciones de vulnerabilidad socioambiental de la ciudad, donde se hace evidente que las zonas con menor vulnerabilidad socioambiental tienen ejes viales con una mejor representatividad de especies leñosas.

La cantidad de especies encontradas es equiparable o superior a la registrada en otras ciudades mexicanas como las 100 especies en Playa del Carmen, Q. Roo. (de la Concha *et al.*, 2017), 43 especies en Linares, N.L (Leal-Elizondo, *et al.*, 2018), 13 en Montemorelos, N.L. (Canizales, *et al.*, 2020), 114 en Tuxtla Gutiérrez, Chis. (Román-Guillén, *et al.*, 2019), y ciudades internacionales como las 42 especies reportadas en Bahía Blanca Argentina (Benedetti y Campo de Ferreras, 2007), 49 en La Habana, Cuba (Rodríguez y Pastrana-Falcón, 2015), 46 en La Coruña, España (Calaza-Martínez e Iglesias-Díaz, 2008) y 108 en Bangalore, India (Nagendra y Gopal, 2010). Sin embargo, el número de especies es inferior a las 140-187 especies reportadas para la ciudad de Xalapa (Capitanachi y Amante, 1995; Falfán y MacGregor-Fors, 2016), la diferencia entre resultados se debe a que en este estudio se contempló únicamente a las especies leñosas distribuidas en los ejes viales, con un DAP mínimo de 2.6 cm y no se incluyeron sitios de muestreo en jardines, parques, reservas ecológicas u otro tipo de masas boscosas. Vale la pena resaltar que el índice de Chao 1 mostró que el número de especies estimadas es igual al número de especies reportadas en otros estudios para Xalapa (Falfán y MacGregor-Fors, 2016).

Respecto a la exclusividad de especies se observó que en las zonas de muy alta vulnerabilidad es posible encontrar especies poco usuales y en baja proporción como *Zinoweiwia intergerrima*, *Persea schideana* y *Heliocarpus donnellsmithii* que obedecen a un proceso de regeneración natural y su presencia es ajena a la gestión municipal. Por lo que pese a ser especies nativas y de importancia ecológica para el BMM son susceptibles a la modificación y transformación del espacio urbano. En cuanto a la zona de vulnerabilidad media y nula se encontraron especies como *Oreopanax xalapensis*, *Carpinus caroliniana*, *Casimiroa edulis*, *Ulmus mexicana* y *Meliosba alba* que son nativas y además están asociadas a la producción del vivero municipal (IFAI, 2020). Además, se observó que ciertas especies como *Casimiroa edulis* son colocadas por los intereses particulares de la gente lo que de cierta forma promueve la presencia de especies que no siempre se propagan en el vivero municipal.

En cuanto a las especies introducidas anteriormente se reportó que la mayoría de especies registradas en Xalapa (55.7%) eran especies introducidas (Falfán y MacGregor-Fors, 2016), lo cual es consistente con el 59% de las especies introducidas reportadas en este estudio. Este patrón es común en los sistemas urbanos, se ha registrado en sistemas urbanos como en San Luis Potosí donde las especies introducidas corresponden al 60.15 % (Ramos-Palacios, 2019a), 52.23 % en Morelia (Madrigal-Sánchez y Gómez-Peralta, 2007), 53 % Monterrey (Alanís, 2005), más de 56% en la Delegación Venustiano Carranza, CDMX (Benavides-Meza y Villalón-Rojas, 1992), más del 60% en Texcoco (Martínez-Trinidad *et al.*, 2021), 61.8 % en el área Metropolitana en la Ciudad de México (Ortega-Álvarez *et al.*, 2011), 50.84 % en Sancti Spiritus, Cuba (Delgado *et al.*, 2021) y 84% en Pigüe, Argentina (Benedetti *et al.*, 2012). La cantidad de especies introducidas tiene una gran influencia sobre la diversidad, el índice de Shannon mostró que la diversidad de especies leñosas en los ejes viales de Xalapa es alta ($H=3.5$) y es similar al calculado para la vegetación urbana de otras ciudades que lo reportan por encima de $H=3$ (). Lo que sugiere que en las ciudades la influencia humana repercute de manera intencionada e incluso accidental sobre la diversidad ya que la importación de plantas con fines estéticos y comestibles contribuye al aumento y diversificación de plantas leñosas encontradas en los espacios viales. Por otra parte, en muchas ciudades mexicanas la dominancia de especies

introducidas se debe a programas antiguos de plantación encabezados por Miguel Ángel de Quevedo que consistieron en un enfoque (innovador en su momento) de dasonomía urbana que buscaba el bienestar del árbol y la apropiación del espacio público a través de la arborización (Delgado, 2019). Sin embargo, su propuesta y experimentación se vio influenciada por sus viajes al extranjero y su personal técnico francés, los cuales utilizaron semillas exóticas y ciudades europeas como referencia para la creación de parques y arboledas en México (Pérez-Bertruy, 2009).

Pese a la dominancia de especies introducidas, la vegetación leñosa de los ejes viales en Xalapa está representada por cinco especies principales, similar a lo reportado en algunos estudios donde la composición de la vegetación urbana usualmente tiene una o dos especies predominantes que generalmente no son nativas y en términos generales representan un porcentaje significativo de la diversidad de especies leñosas. En nuestra investigación, la dominancia de *Liquidambar styraciflua*, *Fraxinus uhdei* y *Platanus mexicana*, se debe a su abundancia en camellones, los cuales muestran una imagen de la ciudad y por tanto tienen una influencia importante de la gestión municipal la cual contempla estas especies en las metas de producción anual del vivero municipal (IFAI, 2020). *Ficus benjamina* y *Cupressus sempervirens* no se encuentran en las metas actuales de producción del gobierno municipal de Xalapa, pero se ha identificado que la causa principal de la abundancia de esta especie y en general de las especies introducidas, radica en la baja oferta de plantas en viveros, el desconocimiento de la biodiversidad local y enfoques anticuados en la gestión de la vegetación urbana.

Aunque *Ficus benjamina* es una especie que no se había reportado para la ciudad (Arias, 1983) fue registrada en estudios posteriores, siendo la especie más abundante para Falfán y MacGregor-Fors (2016), y la segunda más abundante en este trabajo. Lo cual es consistente con estudios previos en ciudades mexicanas que han reportado a *F. benjamina* como una de las especies más plantadas por ejemplo en Linares, N. L., Tuxtla Gutiérrez, Chis., y Ciudad de S.L.P. (Zamudio, 2001; Román-Guillén *et al.*, 2019; Ramos-Palacios, 2019). Vargas-Garzón y Molina-Prieto (2012) han sugerido que debido a su rápido crecimiento y el tipo de raíz que desarrolla *F. benjamina* resulta contraproducente su

plantación ya que causa afectaciones considerables en las superficies de concreto y las alcantarillas lo que se traduce a pérdidas económicas considerables. Sin embargo, no se debe menospreciar el uso de *F. benjamina* dado que es una especie adaptada a condiciones urbanas y que contribuye de manera significativa al suministro de servicios ecosistémicos, especialmente al mejoramiento de la calidad del aire (Guevara-Escobar *et al.*, 2007; Reyes *et al.*, 2012; Yang *et al.*, 2015). Además, las afecciones a la infraestructura no se deben completamente al árbol, sino al tamaño del espacio que se destina para plantarlo, el cual en los sistemas urbanos suele ser limitado (Samson *et al.*, 2017).

De acuerdo a los resultados es posible encontrar 39 ± 8 plantas leñosas en banquetas por km de eje vial, por tanto, se espera que en los 1,320.9 km de vialidades en Xalapa existen al menos 51,830 plantas leñosas con un DAP mínimo de 2.6 cm. Esto indica que en situación de banqueta hay una planta leñosa cada 51.2 m, considerando ambos lados de la calle. En México se ha establecido que en la construcción de nuevas calles y banquetas la distancia entre árboles debe ser cada 6-8 m para árboles de porte bajo y de 12-15 m para árboles grandes (SEDATU, 2019), por lo que se puede decir que por km de eje vial (sin considerar camellón) se debe contar con al menos 132 individuos. Este número se encuentra por encima de los árboles que en promedio hay en Xalapa por km de banqueta, (108 ± 12 plantas leñosas/km en el mejor de los casos y 21 ± 5 plantas leñosas/km en los sitios de menor densidad).

Otra característica importante de los sistemas urbanos es que el arbolado y las áreas verdes están mejor representados en zonas de mayor acceso a educación, ingresos económicos y menor rezago social (Landry y Chakraborty, 2009; Cohen *et al.*, 2012; Liotta *et al.*, 2020; Roussel y Alexandre, 2021). Este patrón de distribución desigualitaria también fue reportado en Xalapa (Falfán y MacGregor-Fors, 2016) y evidenciado en este trabajo, en el cual se encontró que la mayor parte de la vegetación, con mayores dimensiones de copa, DAP y altura se encuentra en zonas de media vulnerabilidad socioambiental, y los porcentajes más bajos se encuentran en zonas de muy alta y alta vulnerabilidad. Esto refleja el crecimiento urbano espontáneo y mal planificado, la

ineficiencia del espacio público, el elevado índice de desigualdad social y la susceptibilidad a los efectos del cambio climático (CityAdapt, 2020).

8.2 Valoración de los servicios ecosistémicos del arbolado urbano de Xalapa

La calidad de cada servicio ecosistémico está fuertemente relacionada con la especie, la edad, el tamaño, la estructura y la vitalidad del árbol, pero además la estratificación socioeconómica puede ser un factor importante en la calidad y cantidad de los servicios suministrados (Rötzer *et al.*, 2019). En esta investigación encontramos que el aporte de servicios ecosistémicos en Xalapa es heterogéneo y sigue un patrón similar al reportado en otras ciudades, en el cual los estratos socioeconómicos más bajos cuentan con menor cantidad de áreas verdes y por ende menor cantidad de servicios ecosistémicos (Escobedo y Nowak, 2009).

En las ciudades de la modernidad la mala calidad del aire es un problema creciente y preocupante (Kroeger *et al.*, 2018). Altas concentraciones de partículas PM 10, PM 2.5 y demás contaminantes atmosféricos, representan un riesgo inminente para la salud de los habitantes de las ciudades (Davies *et al.*, 2017), los efectos más preocupantes son la muerte prematura, cáncer, enfermedades neurodegenerativas, alzheimer, disminución del rendimiento cognitivo y desarrollo de los niños. En Xalapa los niveles de concentración de estas partículas se han reportado con valores superiores al límite permisible de buena calidad del aire recomendado por la NOM-172-SEMARNAT-2019 y por la Organización Mundial de la Salud (Espíndola, 2020; REVIVE, 2021). Por lo que resulta importante identificar cuáles son las especies de árboles con capacidad para remover partículas contaminantes y priorizar su implementación en zonas donde el servicio no está siendo suministrado eficientemente (Yang *et al.*, 2015).

Nuestros hallazgos muestran que la mitigación de contaminantes atmosféricos es inferior en zonas de muy alta y alta vulnerabilidad socioambiental, en estos casos se ha sugerido colocar estratégicamente nuevas zonas con vegetación urbana, formar corredores de áreas verdes y seleccionar especies con base en las características de la hoja (y en

menor medida de la corteza) como el tamaño de la hoja, densidad foliar, micro rugosidad de la superficie, cantidad de tricomas, densidad estomática, densidad estomática y serosidad (Wang *et al.*, 2006; El-Khatib *et al.*, 2011; Barwise y Kumar, 2020). En este trabajo sugerimos una lista de especies a partir de las plantas muestreadas que tienen la capacidad de mitigar contaminantes atmosféricos, de las cuales algunas ya fueron reconocidas por su capacidad para mejorar la calidad del aire (Abdollahi, 2000; Yang *et al.*, 2015; Samson *et al.*, 2017). Sin embargo, es necesario ampliar las opciones para diversificar la proporción de especies presentes en la ciudad.

El aumento en los niveles de CO₂ en la atmósfera ha sido asociado al cambio climático y al incremento de la temperatura global (Nowak y Dwyer, 2007). Una manera natural y eficiente de mitigar el CO₂ de la atmósfera en las zonas urbanas es la siembra de árboles (Roy *et al.*, 2012). En Xalapa se ha comprobado que las zonas arboladas además de mitigar el carbono atmosférico también reducen la temperatura hasta 7 °C (City Adapt, 2020), por tanto, es indispensable encontrar especies que ayuden a disminuir la concentración de CO₂ atmosférico y regular la temperatura local (Davies *et al.*, 2017). En este estudio se encontró que debido a su abundancia y tallas de DAP (26.52 ± 1.45 cm) y altura (altura 9.29 ± 0.38 m) las zonas de menor vulnerabilidad socioambiental son las que mitigan CO₂ en mayor medida. Similar a lo reportado por Escobedo *et al.* (2010) que encuentra que los árboles con DAP >30.6 cm son los que influyen en más del 75% del almacenamiento total del carbono atmosférico en las ciudades. Así mismo MacHale *et al.* (2007) también determinan que los árboles urbanos son beneficiosos para secuestrar carbono sólo en áreas donde las tasas de crecimiento de los árboles son altas. Lo que sugiere que a mayor tasa de crecimiento se alcanza un mayor secuestro neto por año. A la par se ha observado que la mayoría de los árboles que tienen tasas de crecimiento altas, son usualmente especies exóticas que pueden resultar invasivas, pero a su vez llegan a secuestrar más del 35% del total de CO₂ dentro de los sistemas urbanos (Escobedo *et al.*, 2010; Cox, 2012). Por lo que resulta importante considerar el papel que ciertas especies exóticas representan ya que su erradicación podría afectar indirectamente al secuestro de carbono y de manera general al resto de los servicios ecosistémicos. En consecuencia, deberán priorizarse los árboles de porte alto (altos valores de DAP) que contribuyan al

secuestro de carbono de la ciudad de Xalapa. No obstante, la decisión sobre qué especies plantar debe basarse siempre en una serie de criterios que consideren tanto la naturaleza del árbol, el origen (nativo o exótico), el espacio disponible, los requerimientos de mantenimiento, la disponibilidad de agua, el propósito (estético, dar sombra, brindar hábitat, atraer polinizadores, etc.) así como el costo (Cox, 2012).

El proceso de urbanización altera el proceso hidrológico ya que se reduce la cantidad de infiltración en el suelo y en consecuencia se aumenta la velocidad de desplazamiento del agua sobre la superficie aumentando la escorrentía y limitando su capacidad para enfrentar las lluvias (Armson *et al.*, 2013). Un crecimiento acelerado y mal planificado como el que caracteriza a las zonas de muy alta y alta vulnerabilidad socioambiental en la porción norte y occidental de Xalapa, ha provocado que las inundaciones se conviertan en las afecciones más frecuentes por eventos climáticos, en donde más de 693 hectáreas están sujetas a peligro de inundación (City Adapt, 2020). En este trabajo se encontró que estas mismas zonas son las que poseen menor cantidad de plantas leñosas en los ejes viales y con menor amplitud de copa, por tanto, la interceptación de aguas pluviales es inferior en comparación con zonas de menor vulnerabilidad. Este resultado es consistente con otras investigaciones en donde se reporta que a menor tamaño de copa, densidad foliar y cantidad de árboles la capacidad de interceptación pluvial es menor (Armson *et al.*, 2013; Livesley *et al.*, 2014). Por lo que plantar más árboles en áreas urbanas susceptibles a inundaciones contribuye de manera significativa en la recolección de agua de lluvia y a su vez reduce gastos en el control de inundaciones ya que funcionan de manera similar a instalaciones de retención (Xiao y McPherson, 2002).

Mejorar la resiliencia climática en función de la vulnerabilidad socioeconómica y ambiental de la ciudad de Xalapa, a través de la arborización y construcción de espacios verdes deberá ser tomado en cuenta, por las autoridades futuras y la sociedad civil, especialmente en las zonas de mayor vulnerabilidad socioambiental, las cuales generalmente tienen índices elevados de pobreza y menor cantidad de acceso a servicios públicos como el sistema de drenaje y menor potencial para reducir escorrentías (Yao *et al.*, 2015). En este sentido, además de las especies aquí mencionadas es necesario identificar aquellas adecuadas para evitar escurrimientos, prevenir inundaciones y reducir los gastos

económicos de sus impactos (Asadian y Weiler, 2009). Teniendo en consideración que deberán ser especies de árboles bien adaptadas a las condiciones de crecimiento locales, con hoja perenne y con alta densidad foliar (Sanders, 1986; Xiao y McPherson, 2002; Guevara-Escobar *et al.*, 2007).

Las especies sugeridas para mejorar la calidad del aire, mitigar el CO₂ atmosféricos y prevenir inundaciones que aquí se proponen fueron reconocidas por su aparición en el muestreo. Sin embargo, se debe valorar el papel de los encinos (*Quercus spp*), coníferas y especies propias del bosque mesófilo, selva alta, pino-encino e incluso especies introducidas, con la capacidad de mejorar la resiliencia climática de la ciudad, lo ideal es construir una ciudad con una infraestructura verde biodiversa y con la capacidad de suministrar servicios ecosistémicos de manera eficiente (Gerrits *et al.*, 2010; Yang *et al.*, 2015; Kermavnar y Vilhar, 2017).

Respecto a la valoración económica de los servicios ecosistémicos brindados por la vegetación leñosa en los ejes viales de Xalapa, se registró un total anual de \$366,866.42 MXN que corresponde a \$14,664.65 MXN / km de eje vial con vegetación leñosa. De acuerdo a la zona de vulnerabilidad de la que se trate, se identificaron diferencias considerables en la valoración de los servicios, por ejemplo para las zonas de muy alta vulnerabilidad la estimación económica fue de \$2, 532.00 MX / km de eje vial, mientras que para las zonas menor vulnerabilidad la valoración de servicios fue de \$29,152.00 MXN / km de eje vial. Además, se identificó que el arbolado tiene una mayor importancia económica en cuanto a la remoción de contaminantes, servicio que fue valorado en \$283,597.00 MXN, este servicio también ha sido reportado en otras evaluaciones con la mayor valoración económica, por ejemplo, en Playa del Carmen, Montemorelos y Texcoco (de la Concha *et al.*, 2017; Canizales *et al.*, 2020; Martínez-Trinidad *et al.*, 2021).

Cabe mencionar que la producción de planta en el vivero municipal de Xalapa tiene en su inventario a la mayoría de las especies que se identifican en este trabajo para mejorar la calidad de los servicios ecosistémicos, a excepción de *Casimiroa edulis*, *Cupressus lusitanica var. benthamii*, *Ehretia tinifolia*, *Ficus benjamina* y *Heliocarpus donnellsmithii* (IFAI, 2020). Sin embargo, aunque las especies son adecuadas se reportó que el 94% de

las plantas se propagan en bolsa y bancal, contenedores de producción asociados a un desarrollo inadecuado de las plantas después de establecerlas en campo, este tipo de producción implica el corte de raíces principales lo cual puede inhibir el crecimiento radicular o modificar su dirección de crecimiento, que a futuro ocasiona afecciones relacionadas a la sobrevivencia, senilidad, estabilidad del árbol y conflictos con acera (Hirano *et al.*, 2009).

8.3 Conflictos y necesidades de mantenimiento

De acuerdo con los lineamientos para construcción de banquetas y calles en México se sugiere un ancho mínimo de 3 m para las banquetas (SEDATU, 2019), el cual se encuentra por encima de las dimensiones de banqueta (1.79 ± 0.82) reportadas en este trabajo. Por tanto, las dimensiones de banqueta en Xalapa son insuficientes para el desarrollo de ejemplares de porte mediano y alto ($DAP > 30$ cm) en consecuencia más del 68 % de las plantas registradas en situación de banqueta se encuentra levantando aceras o dañando bienes privados. Pese a que no se encontró una influencia entre el ancho de banqueta y los conflictos con acera, si se encontró que a mayor DAP mayor es la probabilidad de entrar en conflicto, esto puede ser explicado asumiendo que el DAP es un indicador indirecto del crecimiento radicular, donde la biomasa de raíces se ha calculado con una relación (38:1) entre el radio del sistema de raíces y el diámetro del tronco.

El levantamiento de aceras es un problema común en los sistemas urbanos, en donde la banqueta es el espacio urbano con una superficie reducida para el desarrollo de raíces y por tanto la causa directa de las afectaciones sobre esta estructura (Randrup *et al.*, 2001; Hawver y Bassuk, 2006). Además, se ha considerado que el potencial de conflictos entre árboles y aceras es alto cuando uno o más de estos factores están presentes: especies de árboles grandes en la madurez, árboles de crecimiento rápido, árboles plantados en volúmenes de suelo restringidos, suelo superficial poco profundo, cimientos poco profundos debajo de la acera (materiales de base limitados o nulos), riego poco profundo, distancias entre el árbol y la acera de menos de 2.0-3.0 m (Randrup *et al.*, 2001). Por otra parte, se ha explicado que este tipo de problemas se debe a que los árboles en la mayoría de los casos no forman parte de la planificación original de paisajes urbanos y esta falta de planificación genera problemas como el levantamiento de banquetas. En cuanto a los problemas asociados a conflicto con camellón, se identificaron casi en su totalidad asociados a un

camellón en particular (Av. de las Américas) en donde se registró que el ancho máximo (con plantas presentes) no supera el 1.5 m. Mientras que el ancho general para el resto de los camellones evaluados tuvo un mínimo de 2.42 m medida que debe ser considerada para futuras intervenciones públicas en cuanto a creación y renovación de camellones.

Otro problema que identificamos es el conflicto de la vegetación con el cableado aéreo, el cual se encontró a una altura promedio de 4.11 ± 0.97 m para los servicios de telecomunicaciones y 5.44 ± 2.12 m para el servicio de luz (CFE). Pese a que el cableado se sitúe alrededor de sus límites establecidos se trata de alturas muy bajas en comparación con la que pueden alcanzar los árboles. En consecuencia, el más del 40 % de los árboles registrados están en conflicto directo con las líneas aéreas de servicio público y dado que el 23.9% de los árboles se encuentran en desarrollo, representan un conflicto potencial. Puesto que la mayoría de las especies leñosas deben enfrentarse al cableado aéreo durante su desarrollo es necesario considerar llevar este servicio a un nivel subterráneo para evitar este conflicto, así se disminuyen gastos en mantenimiento de podas y reposición de cableado afectado, y por otra parte la vegetación se ve favorecida al evitar mutilaciones que deterioran la calidad de los servicios brindados e incluso llevarlos a la muerte. Estas observaciones son reportadas desde hace casi 30 años en la ciudad de México (Benavides-Meza y Villalon-Rojas, 1992) como uno de los principales problemas que evidentemente sigue sin atenderse.

9. CONCLUSIÓN

La infraestructura verde y sus servicios ecosistémicos en los ejes viales de Xalapa son diferentes entre los estratos de vulnerabilidad socioambiental. A mayor vulnerabilidad menor estructura (altura, DAP, ancho de copa) y menor aporte de servicios ecosistémicos, aunque no necesariamente menor diversidad y abundancia. En términos generales, las dimensiones de banquetas y la altura del cableado aéreo en los ejes viales de Xalapa son inadecuadas para el desarrollo de especies leñosas de porte medio y alto. Mientras que las dimensiones de camellón son más adecuadas para el establecimiento de las especies leñosas.

De acuerdo con lo estipulado en el manual de construcción de calles y vialidades de ciudades mexicanas existe un déficit de árboles en los ejes viales de todos los estratos socioambientales de Xalapa, especialmente en zonas de mayor vulnerabilidad socioambiental. Por tanto, es necesario priorizar la arborización de los ejes viales en estos espacios. La selección de especies que se integren a la ciudad debe anteponer criterios de funcionalidad ecosistémica como la mitigación de contaminantes atmosféricos, reducción de escurrimientos, secuestro y almacenamiento de carbono, y otros servicios que ayuden a mejorar las condiciones sociales, económicas y climáticas de la ciudad. Por lo que el estado nativo o introducido de las especies no deberá ser objeto de controversia para su inclusión.

Pese al inevitable conflicto de los árboles con el cableado aéreo y el levantamiento de banquetas, la infraestructura verde representada por la vegetación leñosa en los ejes viales suministra servicios ecosistémicos de manera adecuada siempre que la zona evaluada cuente con buena estructura (DAP, altura, ancho copa). Sin embargo, se debe considerar que la elección inadecuada del espacio, ubicación y mantenimiento del árbol pone en riesgo la calidad de los servicios proporcionados. La trascendencia de cada servicio ecosistémico depende del contexto social, de la estructura del arbolado, del clima, de los problemas de contaminación de la ciudad, así como de sus políticas y las preferencias e intereses de sus habitantes.

Plantar nuevos árboles en las ciudades no es una acción simple, debido al espacio limitado y a las condiciones específicas de cada sitio. Los planificadores y personas con la capacidad de incidir en el espacio público deben utilizar una mezcla de especies con adaptabilidad al ambiente urbano, con mínimos requerimientos de manejo y que hagan uso eficiente del agua, pero que además suministren beneficios sociales y económicos en la medida de lo posible. Se debe explorar el potencial de encinos, coníferas, especies del bosque mesófilo, selva alta, pino-encino e incluso especies introducidas, de hoja ancha, maderas duras y rápido crecimiento para asegurar el suministro eficiente de estos servicios.

La planificación del paisaje urbano debe ser elaborada bajo un nuevo paradigma, en el cual los árboles no se perciban como la causa del daño a las superficies de cemento, líneas de servicio público u otro tipo de infraestructura. En lugar de dar la espalda a la vegetación, la ciudad debe considerarla como un residente al cual debe garantizar el espacio necesario para no limitar su desarrollo y por tanto la calidad de los servicios que proporciona. Por lo que la futura toma de decisiones y la planificación debe valorar la presencia del arbolado como un elemento fundamental y aliado dentro de las ciudades para hacer frente a los desafíos climáticos hacia los que inevitablemente se conducen las zonas urbanas.

10. RECOMENDACIONES

Elaborar una paleta vegetal adecuada al espacio disponible para el desarrollo de las plantas, el servicio ecosistémico que se desea optimizar y el problema que se espera resolver.

Priorizar la gestión de la vegetación urbana en zonas de alta vulnerabilidad socioeconómica y ambiental.

Considerar el cambio de las líneas aéreas de servicio público a un nivel subterráneo, para optimizar el aporte de servicios ecosistémicos y favorecer a la estética de la ciudad.

Elaborar o seguir manuales de diseño para la creación o transformación de banquetas y ejes viales. Los cuales debe considerar una franja o cepa de al menos 1.5 m de ancho para el desarrollo del árbol en situación de banqueta y de 2.5 m de ancho para el desarrollo del árbol en situación de camellón. Se recomienda una distancia máxima entre árboles de 15 m.

Evitar el reemplazo constante de árboles que se encuentran en conflicto con banqueta, lo ideal es reformar el espacio. No se debe anteponer el valor de la infraestructura gris sobre la vegetación urbana.

Se recomienda que el retiro y reemplazo de ejemplares muertos por las limitaciones de espacio no sea reemplazado por uno de menor tamaño, sino que primero se considere la expansión del espacio para incluir un árbol de un porte igual o superior al que fue removido que sea capaz de suministrar servicios ecosistémicos eficientemente.

Elaborar un plan de gestión integrativo de la infraestructura verde para hacer frente a la contaminación del aire, islas de calor, lluvias torrenciales y otros problemas a los que se enfrentan las ciudades de la modernidad.

Evaluar la capacidad de otras especies leñosas que no alcanzaron a ser registradas en este estudio pero que quizá tienen el potencial de contribuir en el suministro de los servicios ecosistémicos.

Elaborar diagnósticos y evaluaciones paulatinas que permitan conocer el desempeño de las especies que se integran a la ciudad, identificar problemas oportunamente y mejorar la calidad de los servicios ecosistémicos.

11. LITERATURA CITADA

- Abdollahi KK. 2000. Quantifying the Relative Ability of Tree Species in Intercepting and Removing Particle Pollution, Baton Rouge. USDA. 10 p.
- Alanís FJ. 2005. El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencias UANL* 8 (1):20-32.
- Anderson LM y Cordell HK. 1988. Residential property values improve by landscaping with trees. *Southern Journal of Applied Forestry*. 9: 162–166.
- Armson D, Stringer P y Ennos AR. 2012. The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. *Urban Forestry & Urban Greening*. 11: 245–255.
- Armson D, Stringer P y Ennos AR. 2013. The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. *Urban Forestry & Urban Greening*. 12(3): 282–286.
- Arriaga V, Cervantes V, y Vargas-Mena A. 1994. Manual de reforestación con especies nativas. México: Instituto Nacional de Ecología-Sedesol.
- Asadian Y y Weiler M. 2009. A new approach in measuring rainfall interception by urban trees in coastal British Columbia. *Water Quality Research Journal of Canada*. 1:16–25.
- Aylor DE. 1972. Noise reduction by vegetation and ground. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 51:197-205.
- Ayuntamiento de Xalapa. 2019. Intervención del Arbolado Urbano. Periódico quincenal gratuito del H. Ayuntamiento de Xalapa. Coordinación de Comunicación social. 2(30): 01-15.
- Barker PA. 1983. Some urban trees of California: Maintenance problems and genetic improvement possibilities. In METRIA: 4. Proceedings of the Fourth Biennial Conference of the Metropolitan Tree Improvement Alliance (H.D. Gerhold, ed.). The Pennsylvania State University, School of Forest Resources. 47–54.
- Baldocchi D. 1988. A multi-layer model for estimating sulfur dioxide deposition to a deciduous oak forest canopy. *Atmospheric Environment* 1967. 22(5):869-84.
- Baldocchi D, Hicks B y Camara P. 1987. A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmospheric Environment* 1967. 21(1): 91-101.
- Ball K, Bauman A, Leslie E y Owen N. 2001. Perceived environmental aesthetics and convenience and company are associated with walking for exercise among Australian adults. *Preventive Medicine*. 33:434-40.

- Barwise Y y Kumar P. 2020. Designing vegetation barriers for urban air pollution abatement: a practical review for appropriate plant species selection. *npj climate and atmospheric science*. 3 (12): 1-19.
- Benavides-Meza HM y Villalón-Rojas R. 1992. Algunos aspectos del arbolado de alineación de la delegación Venustiano Carranza del Distrito Federal. Memoria reunión científica forestal y agropecuaria, Centro de Investigación de la región centro, campo experimental Coyoacán. 3-24.
- Benedetti G y Campo de Ferreras A. 2007. Arbolado de alineación: el mapa verde de un barrio en la ciudad de Bahía Blanca, Argentina. *Papeles de Geografía*. 46: 27-38.
- Benedetti G, Campo A y Horvath L. 2014. Arbolado público en el Barrio Pacífico, ciudad de Bahía Blanca: aportes para la gestión. *Párrafos Geográficos*. 13: 28-55.
- Bhatt A, Gairolab S, Govenderc Y, Baijnatha H y Ramdhanía S. 2015. Epiphyte diversity on host trees in an urban environment, eThekweni Municipal Area, South Africa. *New Zealand Journal of Botany*. 53: 24-37.
- Biddle PG. 1998 Tree roots and foundations. *Arboriculture Research and Information note nr. 142-98-EXT*. In *Arboricultural Advisory and Information Service*. Surrey, UK.
- Bidwell RGS y Fraser DE. 1972. Carbon monoxide uptake and metabolism by leaves. *Canadian Journal of Botany*. 50: 1435–1439.
- Borelli S, Conigliaro M y Pineda F. 2018. Los bosques urbanos en el contexto global. En: FAO. *Bosques y ciudades sostenibles. Revista Internacional sobre bosques y actividades e industrias forestales*. 69: 3-10.
- Calaza-Martínez e Iglesias-Díaz MI. 2008. Caracterización botánica y análisis dendrométrico del arbolado viario de la ciudad de La Coruña (España). "Actas de Horticultura nº 52. Innovación y futuro en la jardinería. I Simposio Iberoamericano- IV Jornadas Ibéricas de Horticultura Ornamental. 215-219.
- Calaza-Martínez P e Iglesias-Díaz MI. 2016. El riesgo del arbolado urbano. Contexto, concepto y evaluación. *Mundi-Prensa*. Madrid, España. 526 p.
- Calaza P, Cariñanos P, Escobedo FJ, Schwab J y Tovar G. 2018. Crear paisajes urbanos e infraestructura verde. *Revista Internacional sobre bosques y actividades e industrias forestales*. 69: 11-21.
- Canizales VP, Alanís E., Holguín VA., García S. y Chávez AC. 2020. Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 11(62): 111-135.
- Capitanachi MC y Amante HS. 1995. Las áreas verdes urbanas en Xalapa, Veracruz.

- Castillo Campos G. 1991. Vegetación y flora del municipio de Xalapa. Publicación No. 30. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México.
- Castillo-Rodríguez L y Ferro Cisneros A. 2015. La problemática del diseño con árboles en vías urbanas: verde con respaldos negros. *Arquitectura y Urbanismo*. 36: 5-24.
- Castro J, Krajter Ostoić S, Cariñanos P, Fini A y Sitzia T. 2018. Ciudades inclusivas y sostenibles con bosques urbanos comestibles. En: FAO. 2018. Bosques y ciudades sostenibles. *Unasylva*. 59-65 pp.
- City Adapt. 2020. Estudio de Vulnerabilidad ante el cambio climático en Xalapa y Tlalnahuayocan, Veracruz. Primer informe del estudio de Vulnerabilidad ante el cambio climático en Xalapa y Tlalnahuayocan, Veracruz. 154 p.
- Clark KH y Nicholas KA. 2013. Introducing urban food forestry: a multifunctional approach to increase food security and provide ecosystem services. *Landscape Ecology*. 28: 1649–1669.
- Cohen M, Baudoin R, Palibrk M, Persyn N y Rhein C. 2012. Urban biodiversity and social inequalities in built-up cities: New evidences, next questions. The example of Paris, France. *Landscape and Urban Planning* 106 (3):277-287.
- Costello LR y Jones KS. 2003. Reducing infrastructure damage by tree roots: a compendium of strategies. Cohasset, CA: Western Chapter of the International Society of Arboriculture. 119 p.
- Cox HM. 2012. A Sustainability Initiative to Quantify Carbon Sequestration by Campus Trees. *Journal of Geography*. 111(5): 173–183.
- Declat-Barreto J, Brazel AJ, Martin CA, Chow WTL y Harlan SL. 2012. Creating the park cool island in an inner-city neighborhood: heat mitigation strategy for Phoenix, AZ. *Urban Ecosystems*. 16: 617-635.
- de la Concha H, Roche L. y García A. 2017. Inventario del arbolado urbano de la Ciudad de Mérida. Ayuntamiento de Mérida 2018-2021. Mérida, Yucatán., México. 58 p.
- Delgado LA, Rabassa LA, Trocones AG y Orrantía I. 2021. Diagnóstico del arbolado urbano en una sección de la ciudad de Sancti Spíritus. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 9(2), 285-301.
- Delgado JL. 2019. Los árboles que esconden al bosque: Miguel Ángel de Quevedo y los orígenes de la ciencia forestal en México. *Historia Agraria*. 78: 99-126.
- De Vries S, van Dillen SM, Groenewegen PP y Spreeuwenberg P. 2013. Streetscape greenery and health: stress, social cohesion and physical activity as mediators. *Social Science and Medicine*. 94: 26-33.

- El-Khatib AA, Abd El-Rahman AM y Elsheikh OM. 2011. Leaf geometric design of urban trees: Potentiality to capture airborne particle pollutants. *Journal of Environmental Studies*. 7: 49-59.
- Ellaway A, Anderson A y Macintyre S. 1997. Does area of residence affect body size and shape?. *Obes*. 21(30):4-8.
- Ellaway A, Macintyre S y Bonnefoy X. 2005. Graffiti, greenery, and obesity in adults: secondary analysis of European cross-sectional survey. *BMJ*. 331: 611-612.
- Escobedo F y Nowak D. 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning*. 90: 102-110.
- Escobedo F, Varela S, Zhao M, Wagner J y Zipperer W. 2010. The efficacy of subtropical urban forests in offsetting carbon emissions from cities. *Environmental Science and Policy* 13: 362e372.
- Escobedo FJ, Kroeger T y Wagner JE. 2011. Urban forests and pollution mitigation: analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*. 159: 2078-2087.
- Espíndola Y. 2020. Partículas PM 2.5 como fuente de contaminación atmosférica en la localidad de Xalapa, Ver. (Tesis de licenciatura). Universidad Veracruzana, Facultad de Geografía, Xalapa.
- Falfán I, Muñoz-Robles CA, Bonilla-Moheno M y MacGregor-Fors I. 2018. Can you really see green'? Assessing physical and self-reported measurements of urban greenery. *Urban. Forestry & Urban Greening* 36: 13-21.
- Falfán I y MacGregor-Fors I. 2016. Woody neotropical streetscapes: a case study of tree and shrub species richness and composition in Xalapa. *Madera y Bosques*. 22(1): 95-110.
- FAO. 2016. Directrices para la silvicultura urbana y periurbana. Estudio FAO: Montes N° 178. Roma, FAO.
- Gerrits AMJ, Pfister L y Savenije HG. 2010. Spatial and temporal variability of canopy and forest floor interception in a beech forest. *Hydrological Processes*, 24(21): 3011–3025.
- Guevara-Escobar A, González-Sosa E, Véliz-Chávez C, Ventura-Ramos E, Ramos-Salinas M. 2012. Rainfall interception and distribution patterns of gross precipitation around an isolated *Ficus benjamina* tree in an urban area. *Journal of Hydrology*. 333: 532-541.
- Gobierno del Estado de Veracruz. 2018. Ley número 697 “De Protección, Conservación y Fomento de Arbolado y Áreas Verdes Urbanas para el Estado de Veracruz de Ignacio De La Llave. 10 pp.

- Grant RH, Heisler GM y Goa W. 2002. Estimation of pedestrian level UV exposure under trees. *Photochemistry and Photobiology*. 75(4): 369–376.
- Hawver G y Bassuk N. 2006. Soils: The key to successful establishment of urban vegetation. En: Kuser J.E. (Ed.). *Handbook of urban and community forestry in the Northeast*. 2nd edition. Springer Publishing. 137–152 pp.
- Hernández PJ. 2008. La situación del arbolado urbano en Santiago Chile. *Revista de Urbanismo, en línea* (18).
- Hirabayashi S, Kroll C y Nowak D. 2011. Component-based development and sensitivity analyses of an air pollutant dry deposition model. *Environmental Modeling and Software*. 26(6): 804–816.
- Hirabayashi S, Kroll C y Nowak D. 2012. i-Tree Eco Dry Deposition Model Descriptions V 1.0
- Hirabayashi S. 2013. i-Tree Eco Precipitation Interception Model Descriptions. The Davey Tree Expert Company, Syracuse, New York. 19 p.
- Hirano Y, Dannoura M, Aono K, Igarashi T, Ishii M, Yamase K, Makita N. y Kanazawa Y. 2009. Limiting factors in the detection of tree roots using ground-penetrating radar. *Plant and Soil*. 319:15–24.
- Jiménez O. 2008. Índice de confort de la vegetación *Revista NODO*. 3(5): 49-70.
- Kaplan S. 1992. Environmental preference in a knowledge-seeking, knowledge-using organism. In J. H. Barkow, L. Cosmides, & J. Tooby (Eds.), *The adapted mind: Evolutionary psychology and the generation of culture* (pp. 581–598). Oxford University Press.
- IFAI. 2020. Solicitud de Información Pública. Folio 00879820. Sujeto obligado “H. Ayuntamiento de Xalapa.
- INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Xalapa, Veracruz de Ignacio de la Llave. Clave geoestadística 30087.
- Kermavnar J y Vilhar U. 2017. Canopy precipitation interception in urban forests in relation to stand structure. *Urban Ecosystem*. 20: 1373–1387.
- Kondo MC, South EC, Branas CC, Richmond TS y Wiebe DJ. 2017. The association between urban tree cover and gun assault: a case-control and case-crossover study. *American Journal of Epidemiology*. 189: 289-296.
- Kroeger T, McDonald RI, Boucher T, Zhang P y Wang L. 2018. Where the people are: Current trends and future potential targeted investments in urban trees for PM10 and temperature mitigation in 27 U.S. Cities. *Landscape and Urban Planning*. 177: 227-240.

- Landry SM y Chakraborty J. 2009. Street Trees and Equity: Evaluating the Spatial Distribution of an Urban Amenity. *Environment and Planning. A* 41 (11): 2651-2670.
- Leal-Elizondo CE, Leal N., Alanís E, Pequeño MA, Mora A. y Buendía E. 2018. Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(48): 252-270.
- Lewis CA. 1996. *Green nature/human nature: the meaning of plants in our lives*. Chicago: University of Illinois Press. 176 p.
- Liotta C, Kervinio Y, Levrel H y Tardieu L. 2020. Planning for environmental justice - reducing well-being inequalities through urban greening. *Environmental Science & Policy*. 112, 47-60.
- Livesley SJ, Baudinette B, Glover D. 2014. Rainfall interception and stem flow by eucalypt street trees – the impacts of canopy density and bark type. *Urban For Urban Gree* 13(1):192–197
- Lovett GM. 1994. Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: an ecological perspective. *Ecological Applications*. 4(4): 629-650.
- Maco SE, McPherson EG, Simpson JR, Peper PJ y Xiao Q. 2005. *City of Berkeley municipal resource analysis*. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 50 p.
- Madrigal-Sánchez X y Gómez-Peralta M. 2007. Árboles de las áreas urbanas y suburbanas de Morelia, Michoacán, México. *Biológicas*, 9: 12-22.
- Martínez-Trinidad T, Hernández P, López-López SF y Mohedano L. 2021. Diversidad, Estructura Y Servicios ecosistémicos Del Arbolado En Cuatro Parques De Texcoco Mediante I-Tree Eco. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales* 12 (67). México, ME.
- Molina L y Molina M. 2005. *La calidad del aire en la megaciudad de México. Un enfoque integral*. México: Fondo de Cultura Económica.
- McDonald R, Aljabar L, Aubuchon C, Birnbaum HG, Chandler C, Toomey B, Daley J, Jimenez W, Trieschman E, Paque J, y Zeiper M. 2017. *Funding trees for health: an analysis of finance and policy actions to enable tree planting for public health*. The Nature Conservancy. Arlington, E.E.U.U. 35 pp.
- McHale MR, McPherson EG y Burke IC. 2007. The potential of urban tree plantings to be cost effective in carbon credit markets. *Urban Forestry and Urban Greening*. 6: 49e60.
- McPherson E.G. y Peper P.J. .1996. Costs of infrastructure tree damage to infrastructure. *Arboricultural Journal*. 20: 143–160.

- McPherson EG, Nowak D, Heisler G, Grimmond S, Souch C, Grant R y Rowntree R. 1997. Quantifying urban forest structure, function, and value: the Chicago Urban Forest Climate Project. *Urban Ecosystems*. 1: 49–61.
- McPherson EG, Simpson JR, Peper PJ, Crowell AMN y Xiao Q. 2010. Northern California coast community tree guide: benefits, costs, and strategic planting. General Technical Report, PSW-GTR-228. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. Albany, California, E.E.U.U. 118 p.
- McPherson EG, van Doorn N y de Goede J. 2016. Structure, function and value of street trees in California, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*. 17:104–115.
- McPherson EG, Xiao Q, van Doorn N.S, de Goede J, Bjorkman J y Hollander A. 2017. The structure, function and value of urban forests in California communities. *Urban Forestry & Urban Greening*. 28: 43–53.
- Nagendra H y Gopal D. 2010. Street trees in Bangalore: Density, diversity, composition and distribution. *Urban Forestry & Urban Greening*. 9:129-137.
- Nowak DJ. 1994. Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. In: McPherson, E.G.; Nowak, D.J.; Rowntree, R.A., eds. *Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. Gen. Tech. Rep. NE-186. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station: 83-94.
- Nowak DJ y Dwyer JF. 2007. Understanding the benefits and costs of urban forest ecosystems. In *Urban and Community Forestry in the North East*. J.E., Kuser (ed.). Springer. 25–46 pp.
- Nowak DJ, Hoehn RE, Crane DE, Stevens JC, Walton JT y Bond J. 2008. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. *Arboriculture and Urban Forestry*. 34: 347-358.
- Nowak DJ, Greenfield EJ, Hoehn RE y Lapoint E. 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution*. 178: 229-236.
- Oke TR. 1982. The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*. 108: 1-24.
- Ortega-Álvarez R, Rodríguez-Correa HA y MacGregor-Fors I. 2011. Trees and the city: Diversity and composition along a neotropical gradient of urbanization. *International Journal of Ecology* 2011:1-8.
- Pérez-Bertruy R .2009. La presencia del espacio Miguel Ángel de Quevedo: precursor de los espacios verdes urbanos y reservas forestales en México en: *El espacio Presencia y representación*. Martínez L y Quiroz T. Coords. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. Ciudad de México 193-222 pp.

- Ramage BS, Roman LA y Dukes JS. 2013. Relationships between urban tree communities and the biomes in which they reside. *Applied Vegetation Science*. 16(1): 8-20.
- Ramos-Palacios CR. 2019a. Guía del arbolado y otras formas vegetales en situación de banqueta Ciudad de San Luis Potosí. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Secretaría de Ecología y Gestión Ambiental. San Luis Potosí. 347 p.
- Ramos-Palacios CR. 2019. Medidas dendrométricas básicas y distribución del arbolado en banquetas. Informe de proyecto. Secretaría de Ecología y Gestión Ambiental. Ciudad de San Luis Potosí 50 p.
- Randrup TB, McPherson EG y Costello LR. 2001. A review of tree root conflicts with sidewalks, curbs, and roads. *Urban ecosystem*. 5: 209–225.
- Ramírez Soto AF, García-Valencia A, Sheseña-Hernández IM, Rodríguez-Mesa R y Quezadas-Hernández V. 2021. Proyecto Jardines Infiltrantes. i-Tree análisis del ecosistema. Efectos y valores del bosque urbano mayo 2021. USDA, Davey Tree Expert Co., National Arbor Day Foundation, Society of Municipal Arborists, International Society of Arboriculture by Casey Trees.
- Reyes BA, Ruiz RC, Martínez-Cruz J, Bautista F, Carvallo C y Morales J. 2012. *Ficus benjamina* leaves as indicator of atmospheric pollution: a reconnaissance study. *Stud Geophys Geod* 56, 879–887.
- Rodríguez H. 2015. Xalapa: Monstruo Urbano. Universidad Veracruzana. Dirección de comunicación de la ciencia. *Ciencia y Luz* 202.
- Rodríguez LC y Pastrana Falcón JC. 2015. Diagnóstico del arbolado viario de El Vedado: Composición, distribución y conflictos con el espacio construido. *Arquitectura y Urbanismo*. 36 93-118.
- Román-Guillén LM, Orantes-García C, del Carpio-Penagos U, Sánchez-Cortés MS, Ballinas-Aquino ML y Farrera O. 2019. Diagnóstico del arbolado de alineación de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. *Madera y bosques*. (25):1, e2511559. Instituto de Ecología A.C.
- Roussel F y Alexandre F. 2021. Landscape ecological enhancement and environmental inequalities in peri-urban areas, using flora as a socio-ecological indicator – The case of the greater Paris area. *Landscape and Urban Planning*. 10: 104062.
- Rötzer T, Rahman MA, Moser-Reischl A, Pauleit A y Pretzsch H. 2019. Process based simulation of tree growth and ecosystem services of urban trees under present and future climate conditions, *Science of The Total Environment*. 676: 651-664.
- Roy S, Byrne J y Pickering C. 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry. Urban Greening*. 11: 351–363.

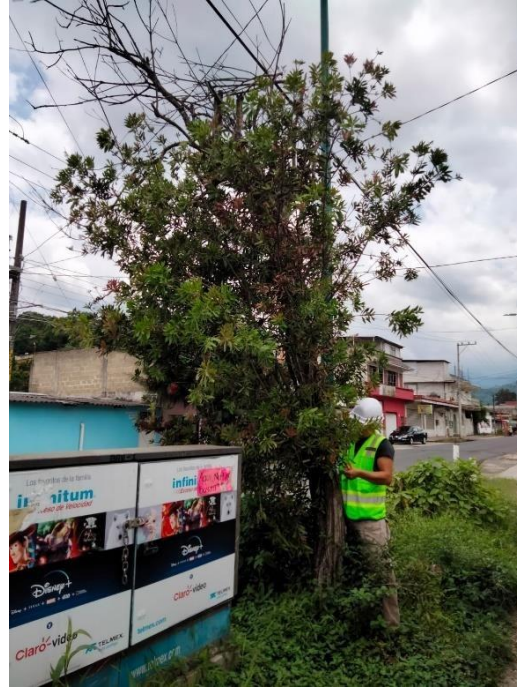
- Samson R, Ningal TF, Tiwary A, Grote R, Fares S, Saaroni H, Hiemstra JA, Zhiyanski M, Vilhar U, Cariñanos P, Järvi L, Przybysz A, Moretti M y Zürcher N. 2017. Species-Specific Information for Enhancing Ecosystem Services. In: Pearlmutter D. *et al.* (eds). *The Urban Forest. Future City*, vol 7. 111-144 pp.
- Sanders RA. 1986. Urban vegetation impacts on the hydrology of Dayton, Ohio. *Urban Ecology*. 9:361–376.
- SEDATU. 2019. Manual de calles. Diseño vial para ciudades mexicanas. Secretaria de Desarrollo Agrario Territorial y Urbano, Banco Interamericano de Desarrollo. 334 p.
- Simpson JR y McPherson EG. 2007. San Francisco Bay Area State of the Urban Forest Report. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. Albany, CA: U.S. 82 p.
- Smith WH. 1990. Air pollution and forests. New York. Springer-Verlag. 618 p.
- Sosa-López A, Molina-Pelegrín Y, Puig-Pérez A y Riquenes-Valdés E. 2011. Diagnóstico de la situación del arbolado urbano en la ciudad de Guisa. *Revista Forestal Baracoa*. 30(1): 73-78.
- Soto-Esparza M y Gómez-Columna M. 1993. Consideraciones climáticas de la ciudad de Xalapa. Ecología urbana aplicada a la ciudad de Xalapa. Instituto de Ecología, AC, MAB UNESCO, H. Ayuntamiento de Xalapa, Veracruz, Xalapa, Veracruz, México. 81-98pp.
- Sullivan WC y Kuo EE. 1996. Do trees strengthen urban communities, reduce domestic violence? *Arborist News*. 5(2): 33–34.
- Tovar-Corzo G. 2006. Manejo del arbolado urbano en Bogotá. *Colombia Forestal*. 9(19):187-205.
- USDA. 2019. Efectos y valores del bosque urbano octubre 2019. Inventario Mérida YUC 1. Servicio Forestal del USDA, Davey Tree Expert Co., National Arbor Day Foundation, Society of Municipal Arborists, International Society of Arboriculture y Casey Trees.
- United Nations. 2018. *The World's Cities in 2018*. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. Data Booklet. (ST/ESA/SER.A/423). 29 p.
- United Nations. 2019. *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision*. Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019). (ST/ESA/SER.A/420). New York: United Nations. 103 p.
- Van Renterghem T y Botteldooren D. 2002. Effect of a row of trees behind noise barriers in wind. *Acta acustica united with acustica*. 88(6): 869–878.

- Vargas KE, McPherson EG, Simpson JR, Peper PJ, Gardner SL, y Xiao Q. 2007. Temperate Interior West community tree guide: benefits, costs, and strategic planting. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-206. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 108 p.
- Vargas-Garzón B y Molina-Prieto LF. 2010. Cinco árboles urbanos que causan daños severos en las ciudades. *Revista Nodo*. 9:115-126.
- Vásquez Bedoya M y Arroyave Maya MP. 2019. Clasificación de especies arbóreas según su capacidad para remover material particulado del aire en el Valle de Aburrá. *Revista EIA*. 16 (32): 229-242.
- Wilby RL. 2003a. Past and projected trends in London's urban heat island. *Weather* 58: 251-260.
- Wang L, Liu L, Gao S, Hasi E y Wang Z. 2006. Physicochemical characteristics of ambient particles settling upon leaf surfaces of urban plants in Beijing. *Journal of Environmental Sciences*. 18(5): 921-926.
- Wong TW, Good JEG y Denne MP. 1988. Tree root damage to pavements and kerbs in the City of Manchester. *Arboricultural Journal*. 12: 7-34.
- Xiao Q y McPherson EG. 2002. Rainfall interception by Santa Monica's municipal urban forest. *Urban Ecosystem*. 6: 291-302.
- Yang J, Chang Y, Yan P. 2015. Ranking the suitability of common urban tree species for controlling PM 2.5 pollution. *Atmospheric Pollution Research*. 6: 267-277.
- Yao L, Chen L, Wei W, y Sun R. 2015. Potential reduction in urban runoff by green spaces in Beijing: A scenario analysis. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(2): 300-308.
- Zamudio E. 2001. Análisis del comportamiento del arbolado urbano público durante el período de 1995 a 1999, en la ciudad de Linares, Nuevo León (Tesis de maestría). Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León.
- Zinke PJ. 1967. Forest interception studies in the United States. *Forest hydrology*. 137-161.

12. ANEXOS

12.1 Toma de datos





12.2 Conflicto con banqueta





















12.3 Conflicto con cableado

















