

FACULTAD DE CIENCIAS

Departamento de Botánica

Programa de Doctorado en Biología Fundamental y de Sistemas



UNIVERSIDAD DE GRANADA

Tesis Doctoral

**EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LAS ÁREAS VERDES
URBANAS: PLANIFICACIÓN, DISEÑO PARA LA SALUD PÚBLICA Y LA
MITIGACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO
CASO DE ESTUDIO: ALCALDÍA DE TLALPAN, CIUDAD DE MÉXICO**

Doctoranda

María Fernanda Maradiaga Marín

Directores

Julio Peñas de Giles

Juan Manuel Medina Sánchez

Granada, 2024

Editor: Universidad de Granada. Tesis Doctorales
Autor: María Fernanda Maradiaga Marín
ISBN: 978-84-1195-449-5
URI: <https://hdl.handle.net/10481/95005>

Índice

Agradecimientos	I
Resumen	III
Capítulo 1: Introducción.....	1
1.1 Desafíos de la expansión urbana	1
1.2 Soluciones basadas en la naturaleza	6
1.3 Definición del bosque urbano	9
1.4 Beneficios de los servicios ecosistémicos de los bosques urbanos	12
1.5 Diservicios ecosistémicos de los bosques urbanos	24
1.6 Áreas verdes en el marco internacional.....	30
1.7 Ciudad de México como situación de estudio	32
1.8 Justificación	47
1.9 Objetivos.....	49
Capítulo 2: Metodología.....	50
2.1 Área de Estudio	50
2.2 Inventario de las zonas verdes	56
2.3 Identificación y estimación de los principales servicios y diservicios ecosistémicos ..	59
2.4 Estimación de la alergenidad potencial de las áreas verdes.....	63
2.5 Indicadores de verificación de la calidad de las zonas verdes urbanas.....	66
Capítulo 3: Resultados	73
3.1 Un enfoque basado en indicadores para evaluar la preparación de los bosques urbanos para los desafíos futuros: estudio de caso de una ciudad Mediterránea compacta	73
3.2 Estado del arte de la infraestructura verde de la Alcaldía de Tlalpan.....	96
3.3 Identificación y estimación de los principales servicios y diservicios ecosistémicos que generan las áreas de estudio	99
3.3.1 Servicios ecosistémicos del parque Benito Juárez	110
3.3.2 Servicios ecosistémicos del parque Cuauhtémoc	116
3.3.3 Servicios ecosistémicos del parque nacional de Fuentes Brotantes	122
3.3.4 Servicios ecosistémicos del Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre	128

3.3.5	Servicios ecosistémicos del parque Toriello Guerra	134
3.3.6	Servicios ecosistémicos de las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales	139
3.4	Indicadores para evaluar las condiciones de las áreas verdes urbanas estudiadas	146
Capítulo 4: Discusión		154
4.1	Estado del arte de la infraestructura verde	154
4.2	Identificación de los principales servicios y diservicios ecosistémicos que generan las áreas verdes de estudio	156
4.3	Indicadores para evaluar las condiciones de las áreas verdes urbanas estudiadas	164
Conclusiones		176
Bibliografía		180

Agradecimientos

Un especial agradecimiento a mis directores, el Dr. Julio Peñas de Giles y el Dr. Juan Manuel Medina Sánchez y a mi tutora, la Dra. Emilia Fernández Ordoño por hacer posible esta Tesis. Asimismo, agradezco a la Dra. Paloma Cariñanos por la generosidad que tuvo al transmitir sus conocimientos.

A mi madre, que con su amor y apoyo incondicional me ayudó a seguir el camino en los momentos más difíciles y a quien le dedico este trabajo.

A mi padre, a quien admiro profundamente y agradezco su apoyo en todos los proyectos a lo largo de mi vida.

A mi pareja, por su infinita paciencia y amor.

A mis amigos, por nutrirme con sus experiencias positivas.

A la Universidad de Granada por ofrecerme esta experiencia de crecimiento, tanto académica, como personal.

Resumen

La tendencia a nivel mundial es que la expansión urbana siga creciendo y la Ciudad de México no es la excepción. En los últimos años la población de la Ciudad de México ha duplicado su población urbana, sin embargo, la expansión urbana lo ha hecho a un ritmo seis veces mayor. Esta acelerada expansión urbana implica diversos desafíos económicos, sociales y ambientales. Por lo que los gobiernos con ayuda de la academia están recurriendo cada vez más a la naturaleza con el propósito de desarrollar ecosistemas más resilientes y sociedades más saludables.

Para enfrentar estos desafíos, la integración de soluciones basadas en la naturaleza, como el uso de áreas verdes urbanas, se presenta como una estrategia eficaz. Las áreas verdes urbanas pueden ser usadas como una herramienta de planificación urbana que ayuda a identificar prioridades y formular nuevas estrategias administrativas y de diseño para mejorar la sostenibilidad ambiental, social y la salud de los habitantes en la Ciudad de México.

Por lo anterior, este estudio aborda la importancia de los beneficios de las áreas verdes urbanas en la mitigación de los desafíos ambientales, sociales y de salud pública derivados de la expansión urbana. El estudio examina seis áreas verdes urbanas cercanas a la zona de hospitales más importante de México, ubicada en la Alcaldía de Tlalpan, Ciudad de México, enfocándose en la identificación y estimación de los principales servicios y diservicios ecosistémicos que estas áreas generan. Para ello, se recopiló información sobre el estado actual de las áreas verdes en la Alcaldía de Tlalpan, se realizó un inventario detallado del arbolado urbano de 2,604 árboles y se analizó la información a través del modelo i-Tree Eco, así como el índice de alergenicidad de espacios verdes urbanos (I_{UGZA}) y finalmente se evaluaron las condiciones de las áreas verdes para el uso y disfrute de la población.

Los resultados obtenidos permitieron generar información detallada sobre la estructura del arbolado y algunos de los servicios y diservicios más relevantes por las áreas verdes urbanas seleccionadas. Estos servicios incluyen el secuestro y almacenamiento de carbono,

la eliminación de contaminantes atmosféricos, el control de la escorrentía y la producción de oxígeno; en cuanto a los diservicios se encuentran el riesgo de plagas, la emisión de compuestos orgánicos volátiles biogénicos (BVOCs) y la alergenicidad por polen.

Derivado de los resultados se estimó la contribución de cada uno de los servicios y diservicios identificados y su impacto en la sostenibilidad ambiental, de salud pública y social. Esta evaluación permitió identificar aquellas especies que proporcionan mayores servicios ecosistémicos y minimizan los diservicios tales como *Fraxinus uhdei* y *Jacaranda mimosifolia*. Se destaca que las áreas verdes urbanas juegan un papel crucial en los efectos negativos de la urbanización y se discuten las implicaciones de los diservicios ecosistémicos, tales como la alergenicidad por polen y la emisión de BVOCs, así como la necesidad de mejora de mantenimiento de las áreas verdes urbanas.

El estudio concluye que las áreas verdes urbanas juegan un papel crucial en la mitigación de los efectos negativos de la urbanización y el cambio climático. Los beneficios ecosistémicos, como la mejora de la calidad del aire, el control de la escorrentía y el secuestro de carbono, son fundamentales para la sostenibilidad ambiental y la salud pública. Sin embargo, también se identificaron diservicios ecosistémicos que deben ser gestionados adecuadamente para maximizar los beneficios netos. La alergenicidad por polen y la emisión de compuestos orgánicos volátiles biogénicos son ejemplos de diservicios que requieren atención específica en la selección y manejo de las especies arbóreas.

Finalmente, el trabajo provee información para elaborar estrategias de selección de especies, basados en evidencias empíricas que ayuden a fortalecer los servicios ecosistémicos y minimicen los diservicios a través de una serie de recomendaciones que a lo largo del trabajo se destacaron por la necesidad de mejora. Se destaca la necesidad de mejorar la gestión de las áreas verdes existentes en cuanto a selección de especies y mantenimiento. La información obtenida puede ser utilizada para diseñar nuevas áreas verdes urbanas, ya que la metodología es trasladable a cualquier lugar que desee mejorar sus espacios verdes.

Capítulo 1: Introducción

1.1 Desafíos de la expansión urbana

Hoy en día más de la mitad de la población mundial (56.2%) vive en áreas urbanas, en tan solo una superficie de entre 2% y 3 % del total terrestre y en donde se consume alrededor del 75% de los recursos naturales (Dodman, et al., 2013; UN, 2014; Dodman, et al., 2017). Además, se prevé que para el año 2030 este porcentaje suba hasta el 60.4%, y que para el año 2050 el porcentaje de habitantes en los enclaves urbanos aumente un 86% en países industrializados y 64% en países en desarrollo (UN-Habitat, 2020, UN-DESA, 2010).

Esta acelerada expansión de la mancha urbana es una de las actividades antropogénicas que pueden llegar a tener efectos irreversibles, ya que ésta provoca la pérdida de tierras productivas, afecta la demanda de energía, altera el clima, modifica los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos, fragmenta los hábitats, reduce la biodiversidad, aumenta la exposición humana a los contaminantes atmosféricos y aumenta la intensidad del efecto de las islas de calor urbano, entre otros impactos (Grimm, et al., 2008; Seto, et al., 2011; Zhang, et al., 2009).

A medida que las ciudades crecen, su gestión se vuelve cada vez más compleja. La velocidad y la magnitud de la transformación urbana en el desarrollo conlleva a una serie de desafíos poblacionales (socioeconómicos), ambientales y climáticos. Las principales preocupaciones son los riesgos para el entorno inmediato y circundante, los recursos naturales, las condiciones de salud, la cohesión social, inequidad, cambio climático, sostenibilidad y los derechos individuales y económicos (UN-Habitat, 2020, UN-HABITAT, 2004).

Desafío poblacional:

La creciente población urbana es uno de los principales desafíos a nivel mundial, dado que las ciudades son el lugar donde se concentra cada vez más la población mundial y

la tierra es un recurso limitado. Hoy en día, la dependencia colectiva de la sociedad del territorio y la naturaleza para obtener materias primas y absorción de desechos da como resultado una demanda de recursos sin precedente (EEA, 2006). La necesidad de un desarrollo equitativo y sostenible, así como el espacio urbano son necesarios para satisfacer esta creciente población urbana (ONU-Hábitat , 2011, Wei, 2017, Wei y Ye, 2014).

Un principio clave para el desarrollo sostenible y el crecimiento inteligente es promover la urbanización y el desarrollo territorial equitativos y mitigar los conflictos por el uso de la tierra (Wei, 2017). Aunque actualmente la mayoría de los procesos de urbanización originan fragmentación espacial y segregación social (Le Goix, 2005). La mayoría de los proyectos urbanos de las últimas décadas ya sea en países desarrollados o en desarrollo, han contribuido a un refuerzo físico de la desigualdad y la segregación en múltiples dimensiones (Burdett, 2016). Aun así, hay poco acuerdo sobre el proceso de expansión urbana y sus impactos en la desigualdad espacial y el desarrollo sostenible.

La segregación de la expansión urbana también agrava la separación socioespacial y afecta la interacción social, la formación de brechas urbanas y vecindarios racialmente segregados.

Desde una perspectiva social, la expansión urbana puede empeorar las divisiones sociales y económicas urbanas al dividir más el desarrollo residencial según los ingresos. El ámbito económico está estrechamente relacionado con esto, ya que los hogares que no se pueden permitir vivir dentro de los núcleos urbanos tienden a trasladarse a las periferias, lo que aumenta el gasto en transporte y las congestiones de tráfico por los sistemas de transporte público ineficientes (EEA, 2006).

La expansión urbana ha aumentado enormemente la distancia y el tiempo necesario para llegar al trabajo y ha creado una compleja red de flujos de tráfico que provocan congestiones (Wang y Debbage, 2021). El uso del suelo espacialmente segregado por la expansión urbana también implica servicios básicos como escuelas y establecimientos de salud ubicados más lejos de las zonas residenciales, lo que aumenta el tiempo y la distancia

de viaje. Esto incluye el acceso restringido al transporte público, que es esencial para los desfavorecidos (Ewing, et al., 2016).

La expansión urbana tiene enormes influencias en la desigualdad social en términos de educación, oportunidades de vida, movilidad, salud y acceso a servicios públicos (Batchis, 2010, Ewing, et al., 2016, Ragusett, 2016).

Además, la expansión urbana aumenta la obesidad y la falta de actividad física (Doyle et al., 2006, Ewing y Hamidi, 2014, Ewing, et al., 2003). Los adultos que viven en países extensos caminan menos, pesan más y tienen más probabilidades de ser obesos y tener presión arterial alta que los adultos que viven en ciudades compactas (Ewing, et al. 2003; Ewing, et al. 2014).

Desafíos ambientales:

El crecimiento de las ciudades requiere una gran cantidad de recursos naturales. Dado que en su mayoría son recursos no renovables, el consumo de tierra y suelo es motivo de especial preocupación. A diferencia de los cambios en el uso de la tierra agrícola, el desarrollo de tierras agrícolas para nuevas viviendas o carreteras tiende a ser permanente y reversible solo a costos muy altos (EEA, 2006).

El costo más afectado por la expansión urbana es la degradación ambiental, que se ve agravada por las características y el patrón de este avance. La expansión urbana reduce la cantidad de espacios abiertos, bosques y tierras agrícolas disponibles. El desarrollo disperso, de baja densidad y acelerado requiere largas infraestructuras, como redes de carreteras, para transformar el suelo permeable en impermeable (Yasin, et al., 2020).

El aumento de la superficie impermeable también aumenta la escorrentía de agua y el riesgo de inundaciones repentinas (Sohn, et al., 2020; Hamilton, et al., 2021). El aumento de la superficie impermeable, especialmente en las zonas urbanizadas, provoca islas de calor urbanas, diferencias de temperatura y cambios microclimáticos (Hua, et al., 2020).

La expansión urbana también está relacionada con la fragmentación de los senderos naturales y el hábitat, lo que provoca alteraciones en los ecosistemas, como el desequilibrio de la cadena alimentaria ecológica y el peligro de especies (Yasin, et al., 2020).

El creciente número y tamaño de las ciudades y la consiguiente transformación de los paisajes vírgenes en diferentes escalas plantean desafíos importantes para reducir la tasa de pérdida de biodiversidad y la funcionalidad de los ecosistemas relacionados y garantizar el bienestar humano. La biodiversidad, que incluye plantas, animales y microorganismos, es la base de todos los ecosistemas y de los servicios que ofrecen. El sellado del suelo y la urbanización causan cambios, principalmente una disminución en la diversidad de especies y el bienestar humano en las ciudades ya que ambos están relacionados. (MEA, 2005).

Desafíos climáticos:

El clima es solo una dimensión de los riesgos que enfrentan las ciudades debido al cambio climático. Las temperaturas más cálidas del verano elevarán los niveles de smog de ozono urbano, y esto revertirá algunos de los avances recientes en el progreso del smog de las grandes ciudades (US EPA, s.f.).

Los impactos de la expansión urbana pueden provocar un cambio climático con algunos eventos naturales extremos (Emadodin, et al. 2016). La urbanización ha provocado perturbaciones climáticas en las últimas décadas (Bazrkar, et al. 2015). Las actividades antropogénicas en áreas urbanas juegan un papel importante en los cambios térmicos y dinámicos (Fan y Sailor, 2005; Makar, et al., 2006). Hay muchos argumentos sobre la cuota de la urbanización en las emisiones de gases de efecto invernadero (Dodman, 2009), en los efectos sobre el clima (De Sherbinin, et al., 2007) y sus respuestas al cambio climático futuro (ONU-Hábitat, 2011; World Bank, 2010).

No es importante que las ciudades se preparen para los diversos escenarios climáticos previstos y trabajen para reducir los riesgos asociados con el aumento de las temperaturas. Las ciudades ya experimentan los efectos perjudiciales del "calentamiento local", también conocido como el "efecto de isla de calor urbano", en las grandes urbes, especialmente en las zonas más cálidas. Esto sirve como una advertencia temprana de lo

que es probable que suceda en todo el mundo a medida que el calentamiento global se intensifique (González, et al., 2005; Riffat, et al., 2016). Se reporta que las muertes conocidas por olas de calor fueron de alrededor de 166 000 personas entre 1998 y 2017 y cerca de 125 millones de personas más estuvieron expuestas a olas de calor en 2016 que en el 2000 (OMS, 2020). Además de ser letales, las olas de calor pueden causar fatiga, náuseas, deshidratación y golpes de calor y agravar las enfermedades respiratorias crónicas (Xiang, et al., 2013).

Los pacientes con problemas de salud mental podrían correr un mayor riesgo de morbilidades relacionadas con el calor y efectos indeseables de los medicamentos psiquiátricos (Berger y Jarry, 2023). También se esperan riesgos por enfermedades transmitidas por vectores, el agua y por desnutrición, dados los impactos esperados en la seguridad alimentaria (UNESCO, 2020).

Las condiciones sinópticas caracterizadas por alta temperatura, baja humedad relativa, baja velocidad del viento y ausencia de nubes conducen al desarrollo de islas de calor urbano y episodios severos de contaminación al mismo tiempo (Lai y Cheng, 2009). La brisa urbana con inversión de bajo nivel y convergencia de bajo nivel empeora tanto el sobrecalentamiento local como la calidad del aire, especialmente durante la noche (Ulpiani, 2021).

En este sentido, la creación de ciudades “frías” debe ser un objetivo de manera que se minimicen los efectos adversos, sobre todo en materia de salud y sostenibilidad ambiental. Para llevar a cabo este objetivo, deben planificarse un conjunto de medidas que al ser implementadas refuercen la resiliencia de los ecosistemas y los beneficios que proveen. En esta línea, las soluciones basadas en la naturaleza (NBS por sus siglas en inglés), entendidas como las “acciones para proteger, administrar de manera sostenible y restaurar ecosistemas que abordan desafíos sociales al mismo tiempo que proporcionan bienestar humano y beneficios para la biodiversidad” (Cohen-Shacham et al., 2016), se presentan como actuaciones adecuadas, ya que persiguen las soluciones del problema del entorno

urbano imitando funciones naturales, manejado a escala de paisaje (Rockström y Tyrrell 2017).

1.2 Soluciones basadas en la naturaleza

Para mitigar los apremiantes desafíos ambientales, económicos y sociales causados por la era de la industrialización, los gobiernos y organizaciones de todo el mundo, con la ayuda del mundo académico, están recurriendo a la naturaleza. Han entendido la necesidad de pasar de la construcción de infraestructura "gris" a la construcción de infraestructura "verde" para restablecer el equilibrio ecológico dentro del paisaje urbano con el doble propósito de desarrollar ecosistemas resilientes y sociedades más saludables. Este pensamiento se basa en el papel fundamental que desempeña la naturaleza a través de la provisión de servicios ecosistémicos para apoyar la economía y el sustento de los ciudadanos (Cohen Shacham, et al., 2016; Laforteza y Chen, 2016; Kabisch, et al., 2017; Raymond, et al., 2017).

El bosque urbano puede ser una herramienta de planificación urbana. Esto inevitablemente requiere identificar prioridades y estructurar nuevas herramientas administrativas y de diseño para mejorar su sostenibilidad ambiental, urbana, social y la salud de sus habitantes (Livesley, et al., 2016). Uno de los principales desafíos a los que se enfrentan las ciudades son los impactos que tiene el calentamiento global, ya que esto afecta a la sostenibilidad ambiental, al ámbito social y económico (Keivani, 2009). Además de estos impactos, también existe una relación directa entre la salud de los habitantes urbanos y las islas de calor, las olas de calor y el alza de las temperaturas debido al cambio climático (Hamin, et al., 2009; McGeehin y Mirabelli, 2001).

Hasta el momento, han surgido iniciativas que promueven el estudio y valoración de los ecosistemas urbanos. Las soluciones basadas en la naturaleza están inspiradas y respaldadas por la naturaleza, por ser rentables, brindar beneficios ambientales, sociales y económicos, así como a fortalecer la resiliencia (CORDIS, 2020). El concepto de soluciones basadas en la

naturaleza enfatiza el conocimiento de diversas disciplinas y campos de investigación para lograr objetivos de desarrollo sustentable, y requiere una combinación entre los *stakeholders* (interesados), tomadores de decisiones y la formulación de políticas de implementación para cada contexto social, económico y ambiental.

Las SbN han evolucionado en gran medida a partir de conceptos y/o principios tales como la sostenibilidad, resiliencia, gestión de ecosistemas, servicios ecosistémicos, relación humana y ambiental e infraestructura verde y azul (MEA, 2005; Chen y Liu, 2014; EC, 2015; Cohen-Shacham, et al., 2016; Potschin, et al., 2016; Davies y Laforzezza, 2019), pero con un enfoque principal en los múltiples beneficios colaterales para la economía, la sociedad y el medio ambiente en paisajes urbanos (y hasta cierto punto rurales). La principal creencia es que las SbN pueden ofrecer soluciones más económicas y efectivas que los métodos de desarrollo convencionales. Las SbN pueden vincularse al uso sostenible de la naturaleza y la protección de los ecosistemas, a la sostenibilidad y multifuncionalidad de los ecosistemas, y al diseño y gestión de nuevos ecosistemas (EC, 2015). También se deben considerar los usos innovadores de los ecosistemas existentes (por ejemplo, el papel de los bosques urbanos y los árboles de las calles en la adaptación al cambio climático y el papel de los parques urbanos en la construcción de la cohesión social). Se está prestando cada vez más atención a las SbN como una herramienta mediante la cual los ecosistemas y los servicios que brindan se dirigen a abordar los desafíos crecientes (como la competitividad económica, la seguridad alimentaria o el cambio climático) para desarrollar ciudades más sostenibles y resilientes (Maes y Jacobs, 2017).

Las SbN también dependen de otros conceptos, como la adaptación basada en ecosistemas, la infraestructura verde urbana y los servicios ecosistémicos, en la medida en que estos tres son subconjuntos de SbN que conducen a maximizar sus beneficios e integración (Pauleit, et al., 2017). Por lo tanto, las SbN funcionan como un paraguas para los otros conceptos, pero con un enfoque particular en el despliegue de acciones inspiradas en la naturaleza (por ejemplo, bosques urbanos) sobre el terreno en comparación con soluciones de alta tecnología.

Conservar y reintegrar la naturaleza dentro de las ciudades puede ayudar a restaurar los procesos naturales y mejorar los servicios urbanos en las ciudades (EC, 2013; TEEB, 2011). Esto contribuye a la integridad de los ecosistemas y al bienestar humano. Los bosques urbanos tienen la capacidad de conectar diferentes espacios verdes entre sí, además de ser multifuncionales, es decir, forman parte de las estrategias de soluciones basadas en la naturaleza (SBN), los cuales ayudan a promover servicios ecosistémicos y mejorar la resiliencia climática (Mabon y Shih, 2018; Matthews, et al., 2015).

Los objetivos de las estrategias de SBN basadas en bosques urbanos, como la salud humana y de los ecosistemas, así como los medios de vida locales, se han fortalecido a medida que se ha demostrado que estas estrategias pueden optimizar los servicios ecosistémicos en las ciudades y mejorar el bienestar humano a través de una variedad de instrumentos políticos y administrativos (Cilliers y Cilliers, 2015).

Las infraestructuras verdes, a través de las SBN, están diseñadas y administradas para brindar una amplia gama de servicios ecosistémicos y para proteger la biodiversidad tanto en entornos rurales como urbanos, y son algunas de las contribuciones importantes a la adaptación y mitigación del cambio climático. Por ejemplo, los espacios verdes urbanos, como parques y árboles en las calles, que pueden aliviar las altas temperaturas en las ciudades o regular los flujos de aire y agua, o la asignación de espacios de hábitat natural en las llanuras aluviales que pueden amortiguar los efectos de las inundaciones. Además, en comparación con los métodos convencionales, estas soluciones de origen natural son más económicas a largo plazo y ofrecen una amplia gama de ventajas adicionales. Por lo tanto, las soluciones basadas en la naturaleza pueden considerarse una alternativa o un complemento a los métodos puramente técnicos (Depietri y McPhearson, 2017).

La necesidad de paisajes multifuncionales, que simultáneamente brinden seguridad alimentaria, oportunidades de subsistencia, mantenimiento de especies y funciones ecológicas, y satisfagan las necesidades recreativas culturales y estéticas, ha sido reconocida durante varios años (i). La vegetación urbana es un ejemplo de uso multifuncional del suelo (Kabisch, et. al., 2017). La naturaleza urbana puede hacer que las ciudades sean más

adaptables y resistentes al cambio climático. Al mismo tiempo, los espacios verdes urbanos aumentan la calidad de vida en las ciudades.

El enfoque de las infraestructuras verdes, como parte del bosque urbano ha sido reconocido por entidades y agendas internacionales, como el Panel Intergubernamental sobre la Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas (IPBES, por sus siglas en inglés) y el IPCC, como parte de la estrategia de las SBN, ya que aborda los temas relacionados con las agendas de adaptación y resiliencia (Bazaz, et al., 2018; Ghofrani ,et al., 2017).

La agenda global ha incluido en las metas relacionadas a las infraestructuras verdes con los conceptos de adaptación basada en los ecosistemas al cambio climático y las SBN como estrategia para su realización a través del diseño urbano y planificación (Brink, et al., 2016; Kabisch, et al., 2017; Mabon y Shih, 2018). Más allá de la agenda de gestión urbana, los planificadores urbanos y los científicos consideran que las intervenciones a escala local, como parques urbanos, vías verdes y humedales artificiales, son un enfoque más beneficioso para abordar las inundaciones que los sistemas de drenaje convencionales (Lawson, et al., 2014).

Las ciudades sostenibles se ha convertido en un concepto que abarca varias disciplinas y en todos los niveles gubernamentales , el cual implica prácticas, políticas y medidas destinadas a mejorar las cuestiones ambientales, sociales y de salud en las ciudades, al mismo tiempo que reducen costos para la administración pública (PNUMA, 2020).

1.3 Definición del bosque urbano

Todas las ciudades tienen tres puntos en común, las infraestructuras grises (edificaciones y vialidades), las infraestructuras azules (ríos, lagos, estanques y canales hídricos) y las infraestructuras verdes (árboles, arbustos, prados en calles, parques, bosques y jardines, públicos o privados). Estos tres elementos interactúan constantemente y por ende es importante tener un equilibrio entre los tres.

Según la FAO (2016), los bosques urbanos se pueden definir como redes o sistemas que comprenden todas las zonas arboladas, tales como grupos de árboles y árboles individuales ubicados en las áreas urbanas y periurbanas. Estos bosques urbanos comprenden bosques, árboles en las calles, en parques y jardines, los cuales constituyen el eje central de la infraestructura verde que conecta las áreas urbanas y rurales.

Los principales tipos de bosques urbanos son 1) Bosques y arbolados periurbanos (los bosques y las masas boscosas que rodean las ciudades y las aldeas y que pueden proporcionar bienes y servicios como leña, fibra, alimentos y otros productos forestales no madereros, como agua limpia, recreación y turismo); 2) Parques municipales y bosques urbanos con una superficie superior a 0,5 hectáreas (grandes parques urbanos y municipales con una variedad de cubierta terrestre y, al menos, parcialmente equipados con instalaciones para el tiempo libre y la recreación); 3) Parques y jardines pequeños con árboles menos de 0,5 hectáreas (pequeños parques municipales equipados con instalaciones para el tiempo libre y la recreación, así como jardines y áreas verdes privadas); 4) Árboles en las vías o plazas públicas (poblaciones de árboles lineales, pequeños grupos de árboles y árboles individuales en las plazas, aparcamientos, calles, entre otros); y 5) Otras áreas verdes con árboles (lotes agrícolas urbanos, campos deportivos, terrenos baldíos, prados, riberas de ríos, campos abiertos, cementerios, jardines botánicos, entre otros) (FAO, 2016). Los bosques urbanos es una infraestructura crucial que brinda beneficios y valores que mejoran la calidad de vida, la seguridad y la salud pública (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Beneficios potenciales de los bosques urbanos (FAO, 2001)

Aspectos urbanos	Beneficios potenciales de los bosques urbanos
Seguridad alimentaria	Suministran alimentos, agua limpia y leña
Pobreza urbana	Crean empleos y aumentan los ingresos
Degradación del suelo y del paisaje	Mejoran las condiciones del suelo y previenen la erosión
Reducción de la biodiversidad	Preservan y aumentan la biodiversidad
Contaminación del aire y acústica	Remueve los contaminantes del aire y sirven como barrera acústica
Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI)	Secuestran el carbono y mitigan el cambio climático, mejoran el clima local y fomentan la resiliencia

Cont. Tabla 1.1

Aspectos urbanos	Beneficios potenciales de los bosques urbanos
Escasez de energía	Ahorran energía por medio de sombra/enfriado y aumentan la disponibilidad de combustible leñoso
Eventos climáticos extremos	Mitigan el clima local y fomentan la resiliencia
Efecto isla de calor	Refrescan el entorno edificado con la sombra y la evapotranspiración
Acceso limitado a las áreas verdes	Brindan mayor acceso a las áreas naturales y verdes
Salud pública	Mejoran la salud física y mental de los residentes
Inundaciones	Mitigan las escorrentías y atenúan las inundaciones
Oportunidades recreativas limitadas	Suministran oportunidades para la recreación y la educación ambiental
Exposición	Ofrecen refugio
Recursos hídricos limitados	Permiten la infiltración y la reutilización de las aguas residuales
Falta de cohesión comunitaria y social	Ofrecen lugares particulares para la interacción al aire libre formal e informal

Entender el papel que juega la vegetación urbana en las nuevas condiciones que se enfrentan debido al cambio global puede ser una herramienta útil para la gestión en la mitigación del cambio climático y reforzar la resiliencia urbana. Se ha demostrado que los árboles urbanos brindan una variedad de beneficios ecosistémicos, incluida la reducción de la concentración de contaminantes gaseosos y material particulado, el secuestro de carbono, la recarga de aguas subterráneas y los servicios culturales, como la estética y la recreación, lo que conduce a estilos de vida más saludables (Nowak, et al., 2006; Elmqvist, et al., 2013; Tobias, 2013; Gómez-Baggethun, et al., 2013) y pueden ser usados como una estrategia de mitigación al cambio climático (Norton, et al., 2015; Escobedo, et al., 2011; Escobedo y Nowak, 2009; Livesley, et al., 2016; McPherson, et al., 2011). En contrapartida, la falta de planificación también ha sido causa de que ciertas especies de árboles generen efectos negativos, como son las emisiones de compuestos biogénicos orgánicos volátiles (BVOCs) y alérgenos, ambos con impacto sobre la calidad del aire y la salud de los ciudadanos. Estas funciones pueden ser consideradas como diservicios ecosistémicos, los cuales tienen que ser gestionados adecuadamente dentro de los núcleos urbanos para que el balance neto de servicios sea beneficioso (Calfapietra, et al., 2013; Nowak, et al., 2006; Cariñanos, et al., 2016).

El manejo del bosque urbano es crucial para la planificación de ciudades resilientes, ya que la vegetación es susceptible al calor extremo y la sequía, lo que puede aumentar la frecuencia y severidad del cambio climático. Asimismo, para conocer la vulnerabilidad de las especies ante el cambio climático y los riesgos asociados, así como para asegurar la provisión de los beneficios deseados del ecosistema, es necesario tener el inventario de la vegetación y documentar las causas posibles de su mortalidad (Esperon-Rodriguez, et al., 2022).

La urbanización puede facilitar ciudades y asentamientos humanos inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles cuando se planifica adecuadamente. Crear, restaurar y proteger la vegetación dentro de las ciudades es una solución viable y eficaz basada en la naturaleza para mitigar los efectos de las islas de calor urbanas. La evapotranspiración disminuye naturalmente la temperatura del aire al extraer calor de él. Al proteger las infraestructuras grises del viento, las plantas y los árboles absorben la radiación solar y dan sombra al suelo, y los árboles frenan el viento y pueden reducir la energía de calefacción en invierno. La vegetación también absorbe el dióxido de carbono y produce oxígeno, lo que reduce la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Por lo tanto, los espacios verdes, como los parques urbanos y los bosques, son una forma efectiva de hacer frente a los efectos de las islas de calor urbanas y mitigar las presiones planetarias antropogénicas (UNDP, 2020).

1.4 Beneficios de los servicios ecosistémicos de los bosques urbanos

Las funciones de los ecosistemas son los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en los ecosistemas, lo cuales son necesarios para sobrevivir (Turner y Chapin, 2005) y son el resultado de las interacciones entre los componentes bióticos y abióticos de un ecosistema (De Groot, et al., 2002). Estas funciones son aquellas condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que los habitan contribuyen

positivamente al bienestar humano porque son productos finales de diversas funciones ecosistémicas, de las cuales las personas disfrutan, consumen o utilizan, y pueden ser tangibles o intangibles (Daily, 1997).

Los servicios ecosistémicos son el subconjunto de funciones ecológicas (procesos físicos, químicos y biológicos) que son directamente relevantes o beneficiosos para el bienestar humano (De Groot, et al. 2002). Los ejemplos de las funciones ecosistémicas incluyen el suministro de hábitat para la vida silvestre, el ciclo del carbono, la descomposición, la productividad primaria y el ciclo de nutrientes. Los ecosistemas urbanos, los bosques, los parques y los estuarios se pueden caracterizar por los procesos o funciones que ocurren dentro de ellos. Los servicios que brindan los ecosistemas son producidos por los atributos funcionales de las comunidades ecológicas, a su vez, estas funciones se pueden caracterizar por indicadores de servicios ecosistémicos y unidades proveedoras de servicios, que son segmentos de un componente de poblaciones, especies, grupos funcionales, redes tróficas o tipo de hábitat que en conjunto brindan el servicio en un área determinada (Kremen, 2005).

La mayoría de las investigaciones sobre la biodiversidad urbana y el funcionamiento de los ecosistemas se han centrado en el papel de la riqueza de especies como medida de la biodiversidad. Sin embargo, el funcionamiento de los ecosistemas también depende de la abundancia agregada y la variación espacial y temporal de estas características, así como de las identidades, densidades, biomásas e interacciones de las poblaciones de especies dentro de una comunidad (Kremen, 2005).

Durante los últimos años, el concepto de servicios ecosistémicos se ha utilizado ampliamente para mostrar los diversos beneficios de la biodiversidad para el bienestar humano (salud, economía, confort climático, eliminación de la contaminación, captación de agua, entre otros). Las discusiones sobre los servicios o bienes ambientales surgieron en la década de 1990 (Daily, 1997; Pimentel, et al., 1997). Existen varias definiciones para los servicios ecosistémicos, pero para este trabajo, se entienden como los bienes y servicios de la naturaleza son el fundamento básico de la vida y de la salud, aunque en las comunidades

urbanas pueda ser menos evidente, pero no menos fundamental. Estos incluyen servicios de aprovisionamiento, como alimentos, agua, madera y fibra; la regulación de los servicios que afectan el clima, inundaciones, enfermedades, desechos, así como la calidad del agua; servicios culturales que proporcionan beneficios recreativos, estéticos y espirituales; y servicios de apoyo tales como la formación del suelo, la fotosíntesis y el ciclo de nutrientes, en otras palabras, los servicios ecosistémicos son los beneficios que los humanos obtienen de las funciones ecosistémicas (de Groot, et al., 2002; MEA, 2005), o las contribuciones directas e indirectas que proporcionan los ecosistemas al bienestar humano (TEEB, 2010). La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB por sus siglas en inglés) identificó en su Manual para Ciudades: Servicios Ecosistémicos en el Manejo Urbano 17 tipos de servicios ecosistémicos, agrupados en cuatro categorías: i) abastecimiento, ii) regulación, iii) hábitat o apoyo, y iv) culturales y de esparcimiento (TEEB, 2011). Debido a que no todos los servicios ecosistémicos se brindan por igual en los hábitats, ni tampoco en las mismas escalas espaciales, este tipo de clasificaciones se deben adaptar al lugar que se va a incidir (MEA, 2005), es decir, la relevancia de cada servicio ecosistémico en una determinada ciudad varía en función de las características ambientales y socioeconómicas de cada sitio (Gómez-Baggethun, et al., 2013).

La biodiversidad a nivel de ecosistema y paisaje determina los servicios ecosistémicos y su contribución a la calidad de vida, la salud humana y el bienestar. Debido a la competencia entre especies, la producción de servicios ecosistémicos en algunos ecosistemas se reduce. Desde el punto de vista de los servicios ecosistémicos, mantener altos niveles de biodiversidad es crucial para la resiliencia de un sistema urbano en términos de cambio de uso de suelo, ya que una mayor biodiversidad aumenta la resiliencia. En este contexto, para gestionar los servicios ecosistémicos en el medio urbano hay que entender cómo los cambios en la estructura de la comunidad afectan la magnitud y la resiliencia de los servicios ecosistémicos en el espacio u el tiempo (Kremen, 2005). Es así como Kremen (2005) sugiere un marco para vincular la investigación entre la biodiversidad y funciones ecosistémicas y la biodiversidad y los servicios ecosistémicos: 1) especies clave o características que brinden funciones ecosistémicas, 2) relación entre la función ecosistémica y los procesos de

ensamblaje y desensamblaje comunitarios, 3) factores ambientales que influyen en la producción de funciones ecosistémicas, 4) escalas espacio-temporales relevantes tanto para las unidades de servicio de aprovisionamiento como para sus funciones del ecosistema y servicios ecosistémicos. Este último puede identificarse mediante el análisis de contextos socioeconómicos y ecológicos en los que una determinada función es directamente relevante para los seres humanos.

Las áreas urbanas también brindan una gama de beneficios para sostener y mejorar los medios de vida humanos y la calidad de vida a través de los servicios ecosistémicos urbanos (SEU) (TEEB 2011). Los SEU se han clasificado en una variedad de formas, más comúnmente, se dividen en cuatro categorías: servicios de aprovisionamiento, servicios de regulación y servicios de hábitat o de apoyo y servicios culturales (MEA 2005, Cowling, et al. 2008; TEEB, 2011).

Los servicios de aprovisionamiento incluyen bienes materiales de los ecosistemas, incluidos alimentos, agua, plantas medicinales, entre otros recursos. Los servicios de regulación mantienen las funciones, como la calidad del aire, agua y suelo, así como el control de inundaciones por aguas pluviales. Los servicios de hábitat y de apoyo sustentan casi todos los demás servicios al proporcionar espacios de vida para los organismos. Los servicios de apoyo también mantienen la diversidad de plantas y animales. Finalmente, los servicios culturales incluyen los beneficios socioecológicos no materiales, tales como los beneficios psicológicos y cognitivos, que las personas obtienen del contacto con el entorno, como la recreación, los beneficios estéticos, espirituales y psicológicos y el turismo (TEEB 2011). En general, los servicios ecosistémicos (SE) generados localmente tienen impactos sustanciales en la calidad en las áreas urbanas y, por lo tanto, deben abordarse de manera más explícita al concebir estrategias dirigidas al desarrollo sostenible, la habitabilidad y la resiliencia en el medio urbano (Gomez Baggethun et al. 2013).

Los servicios de regulación obtienen directamente de los ecosistemas, sin pasar por procesos de transformación, como es el caso del aire limpio, el mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos y la prevención de enfermedades, entre otros. Uno de los servicios que se

abordan en este trabajo es el del confort climático, el secuestro del carbono y la hidrología (Tyrväinen, et al., 2005).

Las áreas verdes urbanas también proporcionan un confort climático. Los árboles son los elementos más efectivos para reducir el sobrecalentamiento en las áreas urbanas. Los espacios abiertos, en particular aquellos que tienen un alto porcentaje de superficie de agua y árboles, son las áreas más frescas dentro de las ciudades. Un incremento de la cobertura arbórea del 10% puede reducir la temperatura un promedio de 1.4°C durante los días de más calor (Pauleit y Duhme, 2000). La reducción de la temperatura por árboles se debe principalmente a dos factores: la sombra directa por el dosel arbóreo y el enfriamiento por evapotranspiración de la vegetación (Oke, 1989).

A diferencia de las zonas en donde escasea la vegetación, son frecuentes las islas de calor urbano (ICU), ya que, en estas zonas, los materiales para construir infraestructuras grises absorben más energía solar que las superficies naturales. Las ICU es un fenómeno que afecta a las personas que viven en zonas urbanas con mayor exposición al estrés por calor y con consecuencias de golpes de calor, así como un mayor uso de energía para la refrigeración dentro de las edificaciones (Livesley, et al., 2016). Así mismo, comprender el papel de la evotranspiración de los árboles en el balance de calor urbano también es fundamental para comprender el potencial de las estrategias de los bosques urbanos para mitigar los efectos de las ICU. También hay que tener en cuenta que la reducción de la temperatura no solo dependerá del número de árboles, sino también de la especie y la madurez, por lo que se deberá tomar en cuenta la selección de especies y el suministro de agua necesaria, cuando el objetivo sea mitigar las ICU (Livesley, et al., 2016).

Los efectos de las ICU hacen que las personas que viven las áreas urbanas sean particularmente vulnerables a las olas de calor; por ejemplo, el aumento en la mortalidad de personas por golpes de calor (Johnson, et al., 2005). Las áreas verdes urbanas son, en promedio 1°C más fresco, tanto durante el día como por la noche (Bowler, et al., 2010). Este efecto de enfriamiento puede extenderse más allá del propio espacio verde (Yu y Hien, 2006). En los bosques urbanos las temperaturas del aire son significativamente más bajas

dentro de los parques en comparación con las áreas circundantes, pero las temperaturas también se ven reducidas en las zonas de transición fuera de estas áreas verdes urbanas, aproximadamente de 300 m de cara al viento en los días de poca velocidad del viento cuando el efecto de las ICU es más fuerte (Aram, 2020a).

Las áreas verdes urbanas extensas, que contienen un amplio dosel arbóreo y poca pavimentación son los que más reducen el efecto de las ICU (Potchter, et al., 2006; Bowler, et al., 2010). El efecto de enfriamiento está más influenciado por el tamaño del área verde que por su forma (Jaganmohan, et al., 2016). Este enfriamiento de las áreas circundantes a las áreas verdes urbanas puede reducir la necesidad de aire acondicionado y el uso de energía asociado en los edificios cercanos (McHale, et al., 2007). Las áreas verdes urbanas, además de aumentar el confort climático, también ayuda a disminuir la contaminación atmosférica. La cantidad de CO₂ en la atmósfera ha aumentado en más de un 40% desde que la revolución industrial, lo que ha provocado un calentamiento gradual del planeta durante el último siglo (IPCC, 2013).

Otro punto importante de los servicios de regulación es el secuestro de CO₂. Los árboles y las plantas secuestran el CO₂ de la atmósfera y alrededor de la mitad se almacena en sus ramas y raíces, con grandes cantidades de carbono también almacenadas en los suelos circundantes. Este proceso de secuestro de carbono solo se puede dar si se conserva la vegetación, dando como resultado una reducción de las concentraciones de CO₂ atmosférico (Scott, et al., 2016).

Sin embargo, la descomposición de los árboles y plantas muertas devuelve el CO₂ a la atmósfera. Por lo tanto, comprender el balance de carbono de cualquier espacio verde requiere de un análisis de las cantidades relativas de secuestro, además de las emisiones de gases de efecto invernadero relacionadas con el mantenimiento, tales como siega, el riego y el uso de fertilizantes (Jo y McPherson, 1995; Strohbach, et al., 2012; Scott et al., 2016).

En general, las áreas verdes urbanas absorben más carbono que el que devuelven a la atmósfera (Nowak et al., 2002a; 2013), por su diseño y mantenimiento juegan un papel crítico para determinar cuánto carbono almacenan. Por ejemplo, un espacio verde “similar

a un bosque” con muchos árboles y una cubierta de vegetación nativa maximiza la captura de carbono en lugar de un diseño “similar a un parque” con menos árboles y césped que se corta con frecuencia (Strohbach, et al., 2012). Además de crear nuevos espacios verdes, cuidar los árboles maduros existentes es muy importante porque es la vegetación que más carbono secuestra, siempre y cuando se encuentren saludables (Stephenson, et al., 2014). Por lo tanto, es importante proteger la vegetación dentro del suelo urbano y crear una densa red de espacios verdes de acceso al público, ofreciendo una variedad de diferentes condiciones microclimáticas a poca distancia, evitando los climas extremos.

De la mano con el secuestro de carbono viene el beneficio de la calidad del aire. La contaminación del aire urbano consiste en partículas diminutas conocidas como material particulado (PM), y gases como el ozono (O_3), el dióxido de nitrógeno (NO_2) y el dióxido de azufre (SO_2). Estos contaminantes se forman principalmente como resultado de las emisiones industriales y vehículos. La mala calidad del aire es una seria amenaza para la salud humana, causando problemas para el sistema respiratorio y enfermedades cardiovasculares (Pope, et al., 1995, 2002). En todo el mundo se estima que aproximadamente 6,7 millones de muertes por año son causadas por la exposición a la mala calidad del aire ambiental (OMS, 2022). Los árboles y arbustos tienen múltiples impactos en la calidad del aire, ya que pueden mejorar la calidad del aire eliminando partículas y gases del aire al adherirse a la superficie de las hojas y los gases se absorben a través de los poros de la superficie de la hoja. Los árboles con hojas complejas, rugosas o peludas tienden a capturar más partículas que los árboles con hojas anchas y lisas (Beckett, et al., 1998, 2000; Räsänen, et al., 2013).

La comprensión actual sugiere que la presencia de vegetación urbana da como resultado una reducción general de la contaminación del aire (Nowak, et al., 2000; 2006). Por ejemplo, se ha demostrado que las escuelas rodeadas de espacios verdes experimentan niveles más bajos de contaminación relacionada con el tráfico dentro de las aulas (Dadvand, et al., 2015).

Además, cabe destacar que la vegetación no solo ayuda a tener una mejor calidad de aire, sino también del agua. La escorrentía urbana, los arroyos y las vías fluviales

experimentan con frecuencia contaminación. La capacidad de los árboles para eliminar los nutrientes contaminantes y algunos metales pesados de las aguas pluviales son algunos de los beneficios que brindan en cuanto a la reducción de la contaminación (Livesley, et al., 2016).

La ubicación de las áreas verdes urbanas también es importante, ya que, en las zonas urbanas, los materiales impermeables utilizados para pavimentar las calles hacen que el agua de la lluvia no pueda ser absorbida y se acumule en la superficie (Pauleit y Duhme, 2000). En las áreas urbanas con superficies de entre 50-90% de suelo impermeable puede perder entre el 40-83% del agua de lluvia por la escorrentía superficial, en comparación de las áreas con superficies permeables que pierden aproximadamente un 13% de la escorrentía de agua de lluvia en eventos de precipitación similares (Pataki et al. 2011). Durante los periodos fuertes de lluvias, el agua tiende a acumularse al superar la capacidad del drenaje, provocando inundaciones.

A diferencia de las superficies con vegetación, en donde el suelo es permeable, la lluvia es interceptada (Asadian y Weiler, 2009) y almacenar agua (Sanders, 1986), reduciendo el volumen de escorrentía de agua de lluvia. Las copas de los árboles en su conjunto tienen papeles importantes a lo largo del ciclo hidrológico. Las copas de los árboles interceptan la lluvia y reducen la cantidad de agua que llega a las superficies permeables e impermeables. Así como se ha hablado sobre que el tipo de especie de árbol influye en la mitigación de las ICU, en el caso de la intercepción del agua de lluvia también existen estudios en donde se ha observado que las especies arbóreas con alta conductancia estomática y la capacidad de crecer bien en condiciones de saturación y secas fluctuantes, son las que mejor funcionan como captadoras de agua de lluvia (ejemplo *Picea pungens*) (Livesley, et al., 2016). Se ha visto que la urbanización aumenta la intensidad y la cantidad de flujo máximo durante los eventos de lluvia. Los bosques y árboles urbanos pueden reducir la escorrentía superficial y aliviar la presión del alcantarillado urbano y aumentar los caudales máximos de los arroyos. Las principales formas en que los árboles reducen la escorrentía son a través de la intercepción de la precipitación, que almacena y/o evapora el agua desde el árbol, incrementa la filtración de agua de lluvia dentro del suelo permeable bajo la vegetación,

incrementa la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos a través de la evapotranspiración y reduce el impacto de las gotas de lluvia, y en consecuencia, reduce la erosión del suelo y lavado de los contaminantes (Xiao, et al., 2000, Tyrväinen, et al., 2005).

Los beneficios de los árboles individuales se maximizan si se plantan en alcorques que contengan suelos permeables capaces de absorber agua adicional (Armson, et al., 2013) o suelos estructurales que faciliten el crecimiento de las raíces de los árboles debajo de pavimentos y caminos (Bartens, et al., 2008). Otra consecuencia de los altos niveles de escorrentía de las aguas superficiales es que el agua de lluvia arrastra los contaminantes de las superficies sobre las que cae y los transporta a los cursos de agua (Ellis, 1991). Esto puede ser perjudicial para la calidad del agua en arroyos, ríos y lagos y provocar una alta carga de contaminantes en las instalaciones de tratamiento de agua (Characklis y Wiesner, 1997). La contaminación del agua por fuentes puntuales y no puntuales de nutrientes, sedimentos, metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes y enfermedades transmitidas por el agua, son algunas de las consecuencias de los suelos permeables.

En cuanto a los servicios de hábitat, habitantes de las ciudades no son los únicos que se benefician de las zonas verdes urbanas, la vida silvestre también. Por lo general, se considera que en los pueblos y ciudades se albergan una gama menos diversa de plantas y animales que las áreas rurales circundantes (McKinney, 2006). Sin embargo, los espacios verdes dentro de un área urbana pueden albergar muchas de las mismas especies que se asocian más comúnmente con entornos rurales (Cornelis y Hermy, 2004), incluidas aquellas especies raras o amenazadas (Schwartz, et al., 2002).

Los principales factores que influyen en la biodiversidad de las áreas verdes urbanas son el origen y naturalidad del área verde urbana, con un gradiente de riqueza de especies, desde especies primarias, secundarias y especies recientemente establecidas (Peterken, 1974), el tamaño, ya que las áreas verdes urbanas grandes ofrecen más tipo de hábitats diferentes para vida silvestre que requiere más extensión de hábitat (Van Dorp y Opdam 1987), y al intensidad de intervención de mantenimiento y uso, que se refiere a la intensidad de actividades recreacionales, que podría tener impactos negativos y perturbaciones de las

especies silvestres más sensibles (Van der Zande, 1984). Para algunas especies, las áreas urbanas proporcionan un hábitat más favorable que los campos de cultivo (Fuller y Gaston, 2009; Baldock, et al., 2015), lo que sugiere que los pueblos y ciudades podrían hacer una contribución importante a los esfuerzos nacionales de conservación. Grandes parques y regiones boscosas pueden albergar la más amplia gama especies (Cornelis y Hermy, 2004), pero incluso pequeñas áreas de vegetación como rotondas (Helden y Leather, 2004), arcones (Saarinen, et al., 2005) y los techos verdes (Brenneisen, 2004; Baumann, 2006) pueden soportar una variedad de plantas, insectos y aves. Para muchos habitantes de las ciudades, pasar tiempo en las áreas verdes urbanas es la única oportunidad habitual de estar rodeados de naturaleza.

Las investigaciones sugieren que las personas disfrutan más de pasar tiempo en las áreas verdes cuando perciben que hay un alto nivel de biodiversidad y que los visitantes de estas áreas estarían dispuestos a pagar para ver una mejora en la riqueza de especies de plantas, aves e invertebrados (Dallimer, et al., 2012; 2014). Las áreas verdes urbanas pueden actuar como corredores verdes, conectando parques más grandes y brindando conexiones a las áreas rurales en las afueras de los pueblos y ciudades. Esto facilita el movimiento de mamíferos, aves e insectos entre espacios verdes aislados y evita la fragmentación y el aislamiento de la vida silvestre (Rouquette, et al., 2013; Hale, et al., 2012). Las áreas verdes urbanas constituyen un hábitat importante para polinizadores (Baldock, et al., 2015), las cuales son de vital importancia para muchas especies de plantas y cultivos que dependen de ellos para reproducirse. Actualmente las poblaciones de muchos polinizadores están disminuyendo, por lo que la provisión de hábitats viables en las regiones urbanas podría formar parte de una estrategia más amplia para combatir esta tendencia. Cuantos más espacios verdes, mejor para la vida silvestre urbana, pero las estrategias diseñadas para mejorar la biodiversidad dependerán de la ubicación, el tipo de hábitat y las especies presentes (CABE, 2006).

Finalmente, dentro de la categoría de servicios culturales, son aquellos beneficios no tangibles, tales como la salud mental y física y las relaciones sociales. Por ejemplo, un solo árbol puede proporcionar un factor de protección solar de 6 a 10, lo que significa un nivel

de exposición a la radiación ultravioleta de una sexta a una décima parte de pleno sol (NUFU, 1999), pero también, el acceso a espacios verdes mejora el bienestar mental (White, et al., 2013), al reducir la necesidad de tratamientos por condiciones adversas de salud mental (Nutsford, et al., 2013). Según la Organización Mundial de la Salud, los trastornos depresivos son una de las principales causas de discapacidad (OMS, 2017) y pueden ser precursores de problemas crónicos de la salud física.

Se ha demostrado que pasar tiempo en espacios verdes produce niveles y patrones de sustancias químicas en el cerebro asociadas con un estrés bajo (Thompson, et al., 2012), al mismo tiempo que tiene un impacto positivo en la presión arterial (Hartig, et al., 2003). También se han demostrado vínculos positivos entre el desempeño de las personas en tareas que requieren atención, después de haber pasado un tiempo en espacios verdes (Hartig, et al., 1991, 2003; Tennessen y Cimprich, 1995; Roe y Aspinall, 2011). Las áreas verdes fomentan la actividad física al proporcionar un ambiente agradable para hacer ejercicio (Coombes, et al., 2010); los senderos lineales con vegetación fomentan el caminar y el ciclismo, mientras que los grandes parques deportivos y comunitarios fomentan una actividad física más formal (Brown, et al., 2014). Existen estudios que afirman tan solo visualizar un ambiente natural reduce el estrés. El alivio del estrés, medido a través de la tensión muscular, la presión arterial y la actividad eléctrica del cerebro, puede ser demostrado en minutos a una exposición a un entorno verde (Ulrich, et al. 1991).

Además, contemplar o visitar ambientes naturales, en comparación con entornos urbanos contruidos sin elementos naturales, después de situaciones estresantes o fatiga mental, produce mayores cambios fisiológicos hacia la relajación y una recuperación más rápida del desempeño cognitivo (Parsons, et al., 1998). El factor clave para el uso activo de las áreas verdes urbanas es la facilidad de acceder a ellos a poca distancia (Tyrväinen, et al., 2005). Desde otro enfoque, los espacios verdes accesibles pueden ayudar a reducir las desigualdades socioeconómicas en salud (Mitchell y Popham, 2008; Mitchell, et al., 2015). Los espacios que se brindan para la convivencia y socialización promueven mayores oportunidades para las relaciones sociales (Sullivan, et al., 2004), sobre todo para las

personas mayores que les ayuda a mantener una alta calidad de vida (Kweon, et al., 1998; Sugiyama y Thompson, 2007; Sugiyama, et al., 2009).

Por último, los servicios ecosistémicos proporcionan un capital económico. la presencia de las áreas verdes dentro de las ciudades puede afectar una región urbana de muchas maneras diferentes; cuyos impactos económicos no son sencillos de cuantificar y las estimaciones pueden variar ampliamente (Saraev, 2012). En términos de impactos financieros directos, los estudios de casos en diversas partes del mundo sugieren que la proximidad a los espacios verdes está relacionada positivamente con los precios de las propiedades comerciales y residenciales, con propiedades con vistas a un parque, las viviendas se valoran entre un 5 y un 7% más que las propiedades equivalentes en otros lugares (CABE, 2005).

En el caso de México se ha demostrado que el precio por m² en zonas con áreas verdes se cotiza entre un 10% y un 20% por encima de las zonas que carecen de ellas (Diario Siglo XXI, 2022). La creación, el mantenimiento y la gestión de espacios verdes también generan oportunidades de empleo y pueden tener beneficios indirectos para las economías locales al fomentar una mayor inversión y desarrollo inmobiliarios en la zona. Una evaluación realizada para Mersey Forest, un programa de plantación de árboles en el Reino Unido, que forma una red de 1300 Km² de bosques y espacios verdes concluyó que cada libra esterlina invertida en el programa se duplicó con creces (Regeneris, 2009).

Esto se debió principalmente al gasto en turismo, la creación de empleos relacionados con la silvicultura, los ahorros estimados en costos sociales, tales como el impacto de la reducción de la contaminación del aire y los beneficios para el bienestar, como la percepción de una mayor biodiversidad y una mejor calidad visual del medio ambiente. La evaluación concluyó que la ubicación de los espacios verdes es clave. Para maximizar los beneficios, los espacios verdes deben ser de fácil acceso tanto para la población local como para los turistas.

Las estimaciones económicas de las áreas verdes urbanas son útiles en materia de urbanismo, política medioambiental y asignación presupuestaria. Las posibilidades de

aplicación incluyen una evaluación de los beneficios perdidos debido a la densificación poblacional en las ciudades y por lo tanto la pérdida de las áreas verdes urbanas, así como las ganancias económicas del establecimiento de nuevas áreas verdes. El valor total de un área verde depende de su ubicación, tamaño, calidad y densidad (Tyrväinen et al., 2005). Se demuestra el valor socioeconómico de los factores ecológicos a través de las primas en el precio de las viviendas, lo que fortalece la posición de las áreas verdes urbanas en los procesos de toma de decisiones (Tyrväinen, 1999). Tyrväinen y Miettinen (2000) demostraron, usando un modelo de valor, el costo de las propiedades para calcular el valor de las áreas verdes urbanas locales. Se determinó que los costos de las propiedades estaban influenciados por las vistas a las áreas verdes y también por la distancia a ellas, en donde las propiedades podían incrementar su valor en un 4,9% sobre las propiedades que no contaban con estas vistas y se encontraban más alejadas.

1.5 Diservicios ecosistémicos de los bosques urbanos

Los ecosistemas urbanos no solo prestan servicios ambientales que benefician a la población, sino que también, algunos de los resultados de sus procesos pueden producir efectos negativos al bienestar humano (von Döhren y Haase, 2019). Estos efectos negativos o diservicios se definen como “aquellas funciones del ecosistema que son percibidas como negativas para el bienestar humano”(Lyytimäki y Sipliä, 2009), o también como aquellas funciones ecosistémicas que causan costos (Escobedo, et al., 2011), es decir, son una forma de interacción socioecológica que influyen en la percepción que las personas tienen de la naturaleza, es decir, se definen como los efectos negativos de la naturaleza al bienestar humano (Shackleton, et al., 2016).

A pesar de que el concepto de “diservicios ecosistémicos” no ha sido tan ampliamente abordado como en el caso de los “servicios ecosistémicos”, el continuo incremento del número de publicaciones que abordan este tema, dentro de campo de la ecología urbana, ha ido incrementándose desde 2009, reconociendo así que los diservicios ecosistémicos

están relacionados directamente con los servicios ecosistémicos, y sobre todo cuando se encuentran enfocados a los ambientes urbanos (von Döhren y Haase 2015; Haase et al., 2014). Como en el caso de los servicios que prestan las zonas verdes urbanas, en el metanálisis sobre la revisión bibliográfica titulado “Investigación sobre Diservicios Ecosistémicos: Una revisión del estado de la técnica con un enfoque en las ciudades” de von Döhren y Haase de 2015, se identificó un total, de 15 diservicios ecosistémicos, de un total de 56 artículos científicos publicados en el periodo de 1998 a 2013 (Tabla 1.2).

Tabla 1.2. Indicadores de diservicios ecosistémicos en los ecosistemas urbanos

Diservicio Ecosistémico	Indicadores
Plantas y su polen pueden causar alergias o envenenamiento	Potencial alergénico de las respectivas plantas
Áreas verdes mal gestionadas se consideran desagradables, feas o inseguras	Áreas verdes mal iluminadas
Las plantas pueden disminuir la calidad del aire (emisiones de BVOCs y PM)	Emisiones de Compuestos Orgánicos Volátiles, concentración de Material Particulado en el aire
Ruidos, olores y comportamiento de flora y fauna puede producir ansiedad	Abundancia de especies no deseadas
Mantenimiento de áreas verdes genera costos (financieros y energéticos)	Costo de mantenimiento
Daños estructurales/poblacionales por actividad biológica	Especies de árboles susceptibles a daños, árboles que dan frutos, porcentaje de árboles viejos, cantidad de infraestructura afectada
Animales como vectores de enfermedades	Rango geográfico de sus respectivas enfermedades
Plantas pueden bloquear la vista	Número y tamaño de árboles cercanos a edificios
Disminución de la calidad y cantidad de agua	Cantidad de agua usada para el crecimiento de las plantas
Especies nocivas que perjudican a especies de interés	Costos de pesticidas y control animal
Las áreas verdes y azules pueden obstruir la infraestructura de tráfico	Cantidad de infraestructura vial afectada
Aporte de nutrientes del suelo	Se manifiesta como costos en la agricultura
Desplazamiento de especies endémicas	Desarrollo poblacional de especies endémicas
Introducción de especies invasoras	Desarrollo poblacional de especies invasoras
Presencia de especies protegidas puede restringir el uso de otras áreas	Protección de áreas

En este estudio, se evaluarán la emisión de alérgenos y la emisión de los compuestos orgánicos volátiles por parte de los árboles urbanos, al ser dos de los diservicios con mayor impacto sobre la salud humana (Cariñanos, et al., 2011; Calfapietra, et al., 2013), ya que la falta de planificación de los bosques urbanos puede provocar que ciertas especies de árboles generen estos efectos negativos, ambos con impacto sobre la calidad del aire y la salud de los ciudadanos. Estas funciones son consideradas como diservicios ecosistémicos, los cuales tienen que ser gestionados adecuadamente dentro de los núcleos urbanos para que el balance neto de servicios sea beneficioso (Calfapietra, et al., 2013; Nowak, et al., 2006; Cariñanos, et al., 2016).

En cuanto a los gases que emiten las plantas, los compuestos orgánicos volátiles (BVOCs) pueden resultar en la formación de O_3 y PM bajo ciertas condiciones (Owen, et al., 2003; Chameides, et al., 1988; Donovan, et al., 2005a; Curci, et al., 2009; Sartelet, et al., 2012). En algunos lugares, los árboles pueden exacerbar la contaminación local al reducir la ventilación del aire. La presencia de árboles grandes en calles estrechas puede obstruir el flujo de viento y limitar la capacidad de los árboles para eliminar contaminantes (Buccolieri, et al., 2009; Vos, et al., 2013).

La contaminación atmosférica es una preocupación desde una perspectiva ambiental y de salud humana. Las áreas verdes urbanas pueden brindar beneficios de reducción de la contaminación, pero ciertas especies de árboles urbanos también pueden contribuir al problema. Algunas especies emiten BVOCs (isoprenos y monoterpenos) que pueden actuar como precursores del smog o la formación de ozono, particularmente cuando hay presencia de NO y las condiciones climáticas son propicias (Chameides, et al., 1992; Calfapietra, et al., 2013). Estos compuestos son sustancias químicas naturales que forman aceites esenciales, resinas y otros productos vegetales que pueden ser útiles para el árbol para atraer polinizadoras u repeler depredadores (Kramer y Kozlowski, 1979). También se cree que los isoprenos proporcionan protección termina a las plantas al ayudar a prevenir daños irreversibles en las hojas a altas temperaturas (Sharkey y Singsaas, 1995).

Las emisiones de BVOCs varía según la especie, la temperatura del aire y otros factores ambientales (Tingey, et al., 1991; Guenther, et al., 1994). El ozono (O_3) representa un contaminante nocivo en la atmósfera urbana, promovido por climas cálidos y precursor de contaminantes de origen antropogénico y natural. Los BVOCs pueden contribuir a la formación de O_3 y CO (Brasseur y Chatfield, 1991), ya que las emisiones de BVOCs dependen de la temperatura y los árboles, generalmente, reducen la temperatura del aire, por lo que una mayor cobertura arbórea reduce las emisiones generales de BVOCs y, en consecuencia, reduce los niveles de O_3 en las áreas urbanas.

Las áreas verdes urbanas a menudo contienen algunas especies de árboles que son una fuente de precursores de ozono (Dunn-Johnston, et al., 2016), pero al mismo tiempo también pueden contribuir a la eliminación de ozono atmosférico (Calfapietra, et al., 2016). Dunn-Johnston, et al. (2016) examinaron las emisiones de isoprenos de las especies arbóreas en una ciudad subtropical y señalan que algunas especies son grandes emisoras de BVOCs, a menudo definidos como importantes diservicios para el paisaje urbano (Pataki, et al., 2011). Sin embargo, algunos factores de emisión de isoprenos comúnmente aceptados para especies de árboles urbanos podrían estar sobreestimados. Por lo anterior, esto podrá ayudar a la administración pública a seleccionar especies de árboles o genotipos que brinden los mayores beneficios para la calidad del aire y demuestra la necesidad de determinar los factores de emisión de BVOCs específicos de especies de árboles en zonas urbanas.

El manejo y mantenimiento de los árboles también afecta las emisiones de contaminantes debido a que el equipamiento utilizado en muchas actividades de mantenimiento emite contaminantes y gases como BVOCs, CO, CO_2 , óxidos de nitrógeno (NO_x), óxidos de azufre (SO_x) y partículas (Gardner, 1992). Por lo tanto, para evaluar el cambio neto general en la calidad del aire debido a los árboles, los administradores y planificadores deben considerar la cantidad de contaminación que resulta de las actividades de mantenimiento y manejo de los árboles. Cuanto mayor sea el uso de combustibles fósiles para establecer y mantener una determinada estructura de la vegetación, más tiempo

deberán vivir y funcionar los árboles para compensar las emisiones contaminantes del mantenimiento de la vegetación (Nowak, y Dwyer, 2007).

Hay que considerar que casi todo el carbono secuestrado por los árboles se convertirá nuevamente en CO₂ debido a la descomposición después de que el árbol muera. Por lo tanto, los beneficios del secuestro de carbono serán relativamente de corta duración si no se sostiene la estructura de la vegetación. Sin embargo, si se utiliza carbono (a través de la combustión de combustibles fósiles) para mantener la estructura y la salud de la vegetación, los ecosistemas forestales urbanos eventualmente se convertirán en emisores netos de carbono a menos que se realicen reducciones secundarias de carbono (conservación de energía) o se limite la descomposición a través del almacenamiento de carbono a largo plazo (productos de madera, vertederos), se puede lograr para compensar las emisiones de carbono durante el mantenimiento (Nowak et al., 2002b).

El potencial alergénico de las plantas es un tema adicional que se examina en este estudio. El asma y las alergias han aumentado en las últimas décadas. Los efectos negativos de enfermedades como la fiebre del heno, el aumento en el número de casos de asma y el hecho de que cada vez más niños padezcan de ataques de asma tienen un impacto negativo en la educación y la economía (Ogre, et al., 2003). Lo anterior se debe a que la rinitis crónica provoca ausencia laboral causando pérdidas millonarias para las empresas y el asma provoca ausencia escolar en los niños. Asimismo, se ha identificado que las muertes relacionadas a alergias, particularmente las que las personas que viven en áreas urbanas tienen un 20% más de posibilidades de sufrir alergias al polen transmitido por el aire, que las personas que viven en áreas rurales (Cariñanos y Casares-Porcel, 2011).

El problema de la alergenidad en las ciudades se debe a que en las áreas verdes urbanas se suelen utilizar un número limitado de especies de árboles, muchas de ellas exóticas, que se adaptan a las condiciones ambientales, las cuales aumentan la producción de polen (Cariñanos, et al., 2007, Ziska, et al., 2003).

Ciertos árboles pueden provocar es la liberación de polen alergénico, que puede tener un impacto adverso en la salud de las personas más susceptibles (Cariñanos, et al.,

2016). Una proporción cada vez mayor de la población urbana es susceptible y alérgica al polen derivado de los árboles. Por lo tanto, es importante identificar las especies de árboles que son responsables de las reacciones alérgicas. Cariñanos et al. (2016) presenta un índice alergénico práctico basado en factores como el período de emisión de polen y la intensidad alergénica. La aplicación de este índice puede ayudar a la administración pública a mejorar la combinación de especies arbóreas en las zonas verdes urbanas y mejorar la salud y bienestar humano al seleccionar y reducir ciertas especies de árboles.

El polen, el alérgeno que desencadena muchos incidentes de alergia y asma, lo producen únicamente las partes masculinas de una planta. Las plantas varían ampliamente en su capacidad para producir y dispersar polen y, por tanto, para desencadenar o exacerbar alergias y asma. Un número significativo de plantas, incluidos muchos pastos, árboles y arbustos son monoicas (tienen flores macho y hembras separadas en la misma planta) o dioicas (tienen solo flores masculinas o femeninas en una planta en particular) (Guryanova, 2022).

Desde la perspectiva de la alergenicidad por polen, son los machos dioicos, que solo producirán polen, sin frutos ni semillas. No obstante, este es el tipo de árbol que se prefiere dentro de las zonas urbanas, ya que no producirá frutos que “ensucien” las calles. Sin embargo, para disminuir la intensidad alergénica y el asma, las plantas más adecuadas son las hembras dioicas, ya que no producen polen. Además de la influencia que tiene el sexo de las plantas con respecto a la alergenicidad, también podemos encontrar otros factores que pueden influir en la capacidad de exacerbar la alergenicidad, tales como la duración de la floración, el peso del polen (entre más peso tenga, menos dispersión), y el nivel de humedad de polen, ya que entre más húmedo y pegajoso sea adherirá a un elemento más cercano, mientras el polen seco, flotará y luego se adherirá a una superficie más húmeda, como las membranas mucosas (Ogren, et al., 2003).

1.6 Áreas verdes en el marco internacional

El concepto de sostenibilidad introducido en los marcos legislativos tuvo su comienzo en 1987 con el Informe de Brundtland, en el cual se considera la posibilidad de obtener un crecimiento económico basado en políticas de sostenibilidad y expansión con base en los recursos ambientales. (Brundtland, 1987). A partir de aquí surgió la necesidad de promover la sostenibilidad urbana, por lo que en 1992 se enfatizó aún más en la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo.

En el año 2000 se identificaron los Objetivos de Desarrollo del Milenio, los cuales uno de sus objetivos es garantizar la sostenibilidad del medio ambiente y en 2005 se definieron los servicios ecosistémicos como los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas, clasificándolos en servicios de aprovisionamiento, regulación, apoyo y culturales, aunque también se conoce que los bosques urbanos también abordan problemas como la pérdida de biodiversidad y los impactos del cambio climático, enfatizando los servicios ecosistémicos que proporcionan (MEA, 2005). Pero no fue hasta el 2015 que las Naciones Unidas definieron 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (Figura 1.1), los cuales abordan desafíos globales como el clima, la degradación ambiental, la sostenibilidad, entre otros. En este contexto, el Objetivo de Desarrollo 11 “Ciudades y Comunidades Sostenibles”, considera la adopción e implementación de políticas y planes integrados hacia la inclusión, eficiencia de los recursos, la mitigación y la adaptación al cambio climático y resiliencia frente a desastres.



Figura 1.1. Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas adoptadas en 2015

Desde el año 2007 el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) publicó el Cuarto Informe de Evaluación en donde se comienza a reconocer la importancia que tienen las ciudades, por lo que para el Quinto Informe de Evaluación se concretan los vínculos entre la sostenibilidad urbana y la mitigación y adaptación al cambio climático (Seto et al., 2014).

Para apoyar a través del conocimiento y experiencias y enfrentar los retos que conlleva la planificación de la infraestructura verde urbana, varios países reconocieron la importancia de la sostenibilidad urbana, y durante la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible de Río + 20, "El futuro que queremos", se reconoció esta situación como un asunto de gran relevancia para la Agenda de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). Por lo que durante la tercera Conferencia de las Naciones Unidas sobre los Asentamientos Humanos (Hábitat III) en 2016 en Quito, Ecuador, los líderes de 142 países, entre ellos México, se comprometieron a adoptar una Nueva Agenda Urbana, que establece nuevos estándares mundiales para el desarrollo urbano sostenible, entre ellos se encuentra el "fortalecer la resiliencia en las ciudades para reducir el riesgo y el impacto de los desastres, tomar medidas para hacer frente al cambio climático mediante la reducción de sus emisiones de gases de efecto invernadero, mejorar la conectividad y apoyar

iniciativas innovadoras y ecológicas y promover espacios públicos seguros, accesibles y ecológicos” (Naciones Unidas, 2017).

1.7 Ciudad de México como situación de estudio

Situación actual:

En México más del 72% de la población vive en zonas urbanas, siendo la Ciudad de México la más poblada del país (CONAPO, 2014) y una de las de las más densamente pobladas del mundo (Citypopulation, 2016) con 6, 163.3 habitantes /Km² (INEGI, 2021). En las últimas tres décadas, la Ciudad de México, ha duplicado su población urbana, pero la superficie urbana se multiplicó seis veces (SEDATU, 2014). Esto ha generado un crecimiento urbano rápido y desordenado, agudizando los problemas sociales y de habitabilidad, particularmente para los que viven bajo el umbral de la pobreza (ONU, 2016). Por esta razón, resulta relevante promover el desarrollo sostenible, de manera que se mitiguen los efectos adversos del cambio climático, así como su vulnerabilidad frente a los desastres climáticos, es decir, fortalecer la resiliencia de la ciudad.

La Ciudad de México, anteriormente llamada Distrito Federal, representa 0.08% de la superficie del país (1485 Km²), la cual está dividida en 16 Alcaldías, antes llamadas Delegaciones (López, 2019) (Figura 1.2 y Tabla 1.3). Las Alcaldías son el principal nivel de atención a la regulación territorial y en el que se concretan las políticas de ordenamiento territorial (Ruiz, et al., 2015).

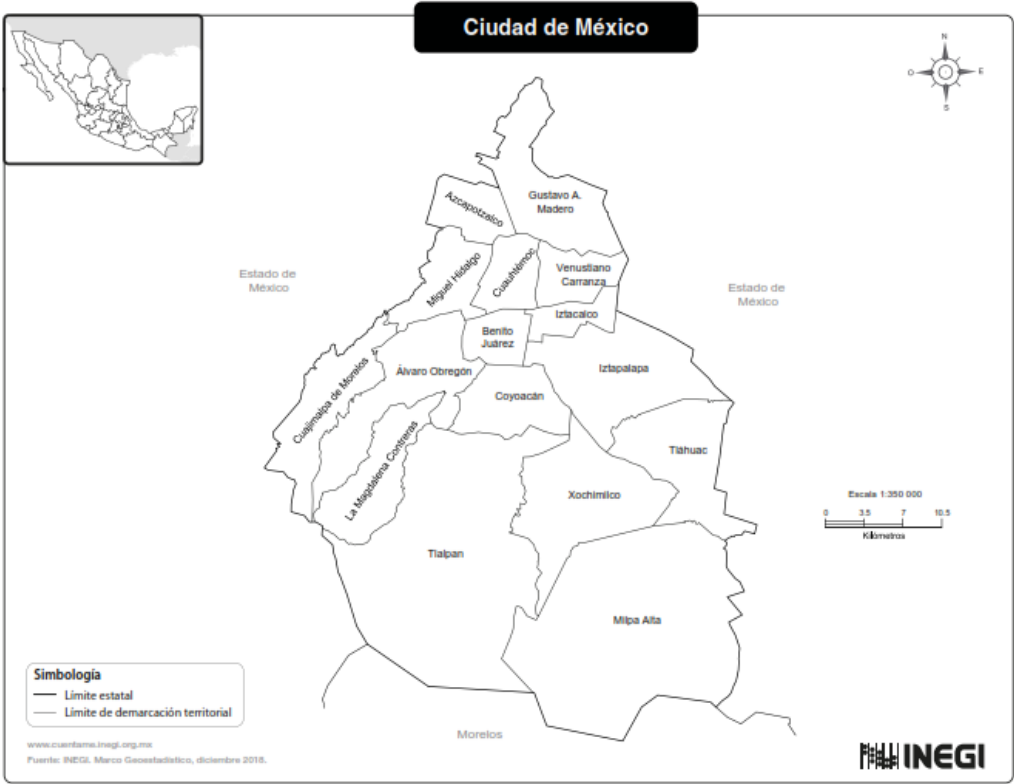


Figura 1.2. Mapa de la demarcación territorial de la Ciudad de México. Fuente: INEGI 2020

Tabla 1.3. Alcaldías de la Ciudad de México (INEGI, 2020)

Alcaldías	Población (2020)	Superficie (km ²)	Densidad de habitantes (mil/km ²)
Álvaro Obregón	759,137	96.17	7,894
Azcapotzalco	432,205	33.66	12,840
Benito Juárez	434,153	26.63	16,303
Coyoacán	614,447	54.40	11,295
Cuajimalpa de Morelos	217,686	80.95	2,689
Cuauhtémoc	545,884	32.40	16,848
Gustavo A. Madero	1,173,351	94.07	12,473

Cont. Tabla 1.3

Alcaldías	Población (2020)	Superficie (km ²)	Densidad de habitantes (mil/km ²)
Iztacalco	404,695	23.30	17,369
Iztapalapa	1,835,486	117.00	15,687
Magdalena Contreras	247,622	74.58	3,320
Miguel Hidalgo	414,470	46.99	8,820
Milpa Alta	152,685	228.41	668
Tláhuac	392,313	85.34	4,597
Tlalpan	699,928	312.00	2,243
Venustiano Carranza	443,704	33.40	13,284
Xochimilco	442,178	122.00	3,624
Totales	9,209,944	1,461.30	149,954

Aspectos poblacionales:

La Ciudad, sin contar con el resto de la Zona Metropolitana del Valle de México, cuenta con una población de 9,209,944 millones de habitantes (47.8% hombres y 52.2% mujeres) (CPV, 2020). De acuerdo con el Diagnóstico de Mercado Laboral de la Ciudad de México y con base en la Encuesta Nacional de Ocupación y Empleo (ENOE, 2019), la población económicamente activa de la Ciudad de México se conforma por 4,514,470 habitantes, de las cuales el 44.4% son mujeres y 55.6% son hombres. La población ocupada, a partir de 15 años en adelante, se compone de un 73% de subordinados y asalariados, 3.8% de empleadores, 21.2% de trabajadores por cuenta propia y 2% de trabajadores no remunerados. La distribución del empleo por sector de actividades económicas señala que el comercio al por menor concentró la mayor proporción (17%) de personal ocupado, seguido de otros servicios (reparación y mantenimiento, servicios personales, hogares con empleados domésticos y asociaciones y organizaciones) (11.2%), la industria manufacturera

(10.8% y servicios de alojamiento, alimentos y bebidas (8%). La renta per cápita promedio es de \$4,600 MXN mensuales (Data México, 2022).

Respecto a la pirámide poblacional, los rangos de edad que concentraron mayor población fueron 25 a 29 años (752,289 habitantes), 30 a 34 años (743,611 habitantes) y 20 a 24 años (714,605 habitantes) y concentran el 24% de la población total (Figura 1.3).

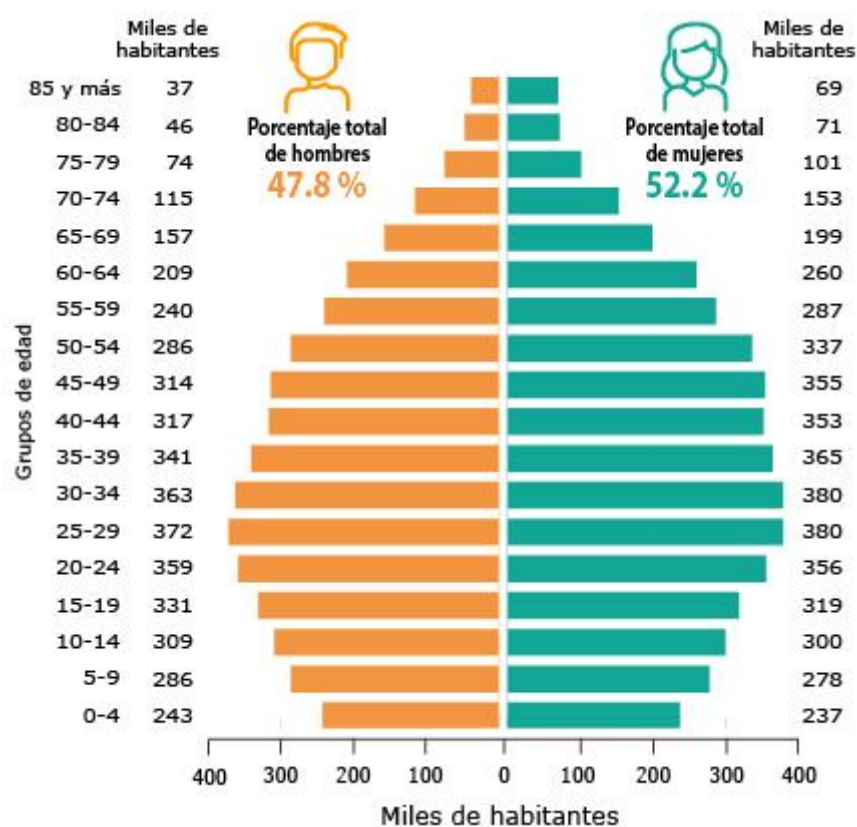


Figura 1.3. Pirámide poblacional de la Ciudad de México

(Fuente: INEGI Censo de población y vivienda 2020)

En cuanto a hogares (conjunto de personas que pueden ser o no familiares y que comparten una misma vivienda), el 54.7% son de tipo familiar nuclear, es decir, hogares formados por el padre, madre e hijos, o solo con el padre o madre e hijos, así como parejas sin hijos; el 26.8% son de tipo familiar nuclear, es decir, un hogar nuclear más otros parientes; el 1.7% son de tipo compuesto, es decir, un hogar nuclear o compuesto, y al

menos una persona sin parentesco; el resto de los hogares son de tipo no familiar, es decir, unipersonal o de corresidentes (INEGI, 2020).

A nivel educativo, los principales rangos académicos de la población de Ciudad de México fueron Licenciatura (1.94 millones de personas o 26.5% del total), Preparatoria o Bachillerato General (1.74 millones de personas o 23.8% del total) y Secundaria (1.7 millones de personas o 23.2% del total). La tasa de analfabetismo es de 1.42%. Del total de población analfabeta, 31.3% correspondió a hombres y 68.7% a mujeres. En cuanto a recursos de salud, la Ciudad de México cuenta con un total de 4,539 unidades (hospitales y centros de salud), de las cuales la Alcaldía de Tlalpan es la que más unidades cuenta, con un total de 1,256 (Data México, 2020).

Situación de las áreas verdes en la Ciudad de México:

En la Ciudad de México existen áreas verdes urbanas que son consideradas de especial importancia por ser espacios abiertos monumentales y que están resguardados por la Ley de Salvaguarda del Patrimonio Urbanístico y Arquitectónico de la Ciudad de México. Estos parques urbanos son Chapultepec (Alcaldía Miguel Hidalgo), Alameda Central (Alcaldía Cuauhtémoc), Alameda de Santa María (Alcaldía Cuauhtémoc), Felipe Xicoténcatl (Alcaldía Benito Juárez), Miguel Alemán (Alcaldía Gustavo A. Madero), Revolución (Alcaldía Azcapotzalco), San Lorenzo (Alcaldía Benito Juárez), Tlacoquemécatl (Alcaldía Benito Juárez), Francisco Villa (de los venados) (Alcaldía Benito Juárez), San Martín (México) (Alcaldía Cuauhtémoc), España (Alcaldía Cuauhtémoc), Luis G. Urbina (también conocido como parque Hundido) (Alcaldía Benito Juárez), Bosque de Tlalpan (Alcaldía de Tlalpan), Las Américas (Alcaldía Miguel Hidalgo), Lira, María del Carmen Industrial (Alcaldía Miguel Hidalgo), Parque Nacional del Tepeyac (Alcaldía Gustavo A. Madero), Parque Nacional Cerro de la Estrella (Alcaldía Iztapalapa), Parque de los Cocodrilos (Alcaldía Gustavo A. Madero), Parque Ramón López Velarde (Alcaldía Cuauhtémoc) y los Viveros de Coyoacán (Alcaldía Coyoacán) (PAOT, 2018).

Debido a las campañas de reforestación urbana, cuyo objetivo principal era cumplir con una meta numérica de plantación de árboles, sin importar las especies que se

plantaban, así como las necesidades de cada uno, los árboles se encuentran en malas condiciones debido a la competencia por espacio, nutrientes, luz y agua, lo que provoca una sobrepoblación arbórea en la infraestructura verde urbana de la Ciudad de México. Esta sobrepoblación arbórea se refiere al alto número de árboles por unidad de superficie de parques y jardines, que promueve una fuerte competencia por sol, agua, nutrientes y espacio, dando lugar a individuos débiles, con troncos delgados, con poco follaje y, por tanto, de vida corta (Meza-Aguilar y Moncada, 2010).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomendó una disponibilidad mínima de áreas verdes de 9 m² por habitante y que el recorrido a pie a estos espacios no fuese mayor a 15 minutos (ONU, 2015). Es así como a inicios de la década de los 80's, en la Ciudad de México, con la participación de la academia se comenzaron a hacer los primeros inventarios para el mejoramiento del arbolado urbano (PAOT, 2018). El último inventario realizado en la Ciudad de México se realizó en 2017 por la Secretaría de Medio Ambiente de la ciudad, en el cual se identificó una superficie total de áreas verdes de 67,311,573.8 m², catalogadas como áreas verdes urbanas, Áreas de Valor Ambiental (AVA) de barrancas y bosques urbanos, barrancas, bosques, Áreas Naturales Protegidas (ANP) local y Federal y Áreas comunitarias de Conservación Ecológica. Los resultados de este inventario muestran que en promedio existen 7.54 m² de áreas verdes urbanas por habitante, considerando áreas arboladas, pastos y áreas deportivas, tanto públicas como privadas. Las Alcaldías que menos áreas verdes tienen por habitante son Milpa Alta y Benito Juárez con un 2.2 m²/habitante y la que más áreas verdes tiene es Miguel Hidalgo con 15.4 m²/habitante. En el caso de Tlalpan se identificaron 9.6 m² de áreas verdes urbanas por habitante (SEDEMA, 2010). Cabe aclarar que este dato no refleja la distribución, conectividad entre espacios verdes, disponibilidad o accesibilidad para la población (Maya, et al., 2010).

Aspectos meteorológicos:

La temperatura promedio anual en la Ciudad de México es de 16.7°C, según los datos de la Red de Meteorología y Radiación solar (REDMET). El promedio mensual de temperatura muestra que, en 2018, el mes más frío fue enero con un valor promedio de

12.5°C, mientras que el más cálido fue mayo con un promedio de 19.4°C. La Ciudad de México se caracteriza por tener una temporada de lluvia que normalmente comprende los meses de junio a septiembre; aunque en ocasiones se presenta desde finales de mayo hasta octubre. En 2018 el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) reportó un promedio de precipitación acumulada anual de 786.2 mm. El mes con el valor máximo fue agosto con 198.2 mm, mientras que el mínimo acumulado fue diciembre con 4.8 mm (SEDEMA, 2020). Según los registros de la Red de Observatorios Atmosféricos, la velocidad del viento alcanza su punto máximo alrededor de las 17-18 h y el mínimo ocurre entre las 5-7 h. Anualmente, Red de Observatorios Atmosféricos (González-Del Castillo, et. al, 2022).

Riesgos:

La Ciudad de México está expuesta a varios tipos de riesgos, tales como sismos, inundaciones e incendios. En el ámbito sismológico, la ciudad se encuentra altamente expuesta a riesgo sísmico, ya que México se encuentra ubicado en el “cinturón de fuego del Pacífico”, un conjunto de fronteras de placas tectónicas en donde ocurre el 80% de la actividad sísmica mundial (FONDEN, 2012). Además, la Ciudad de México se encuentra en un eje volcánico, en el cual el volcán Popocatepetl está activo. Así mismo, el Observatorio de Seguridad Hídrica de El Colegio de México (2018) determinó que la zona centro y norte tienen un mayor riesgo de inundaciones al ser zonas más asfaltadas y que no permite la filtración de agua de lluvia, a diferencia de la zona sur de la ciudad, que cuenta con un mayor porcentaje de suelo de conservación, en donde el riesgo de inundaciones es menor (Gobierno de la Ciudad de México, 2021). En cuanto a incendios forestales, la Ciudad de México ocupa el segundo lugar de incendios a nivel Estatal (SEDEMA, 2020b). Las zonas más vulnerables a estos incendios suele ser la zona sur de la Ciudad de México, por contar con mayor área de suelo de conservación y, por lo tanto, tener más zonas forestales.

Contaminación:

En el pasado, la Ciudad de México era una de las áreas más contaminadas del mundo. Sin embargo, en las últimas décadas, ha mejorado significativamente gracias a una gestión específica de las emisiones de gases por combustibles y las emisiones industriales (Silva-

Rodríguez, 2019). La tasa de mejora de la calidad del aire se ha desacelerado recientemente y los problemas de salud relacionados con la contaminación del aire continúan persistiendo entre los residentes de la ciudad debido al rápido desarrollo urbano y las condiciones topográficas locales que atrapan la contaminación en el Valle de la Ciudad de México (Cromar, et. al 2021). De acuerdo con el último “Inventario de Emisiones de la Zona Metropolitana del Valle de México 2020”, en ese año se emitieron más de 30 mil toneladas de PM₁₀ y casi 15 mil toneladas de PM_{2.5}. En el caso de las PM₁₀ el transporte aportó el 41 %, los vehículos pesados y los de uso particular son los que más contribuyeron con el 32 % en conjunto. En lo que respecta a las PM_{2.5}, el transporte aportó el 42%, generado principalmente por los vehículos de motor pesados a diésel (25 %), los automóviles (6 %) y las motocicletas (5 %). La contribución de la quema de basura a cielo abierto, la resuspensión de polvo en vialidades pavimentadas y las actividades de labranza y cosecha, generaron el 27 %; y en el sector industrial sigue sobresaliendo la generación, transmisión y distribución de energía eléctrica por su contribución del 7 % (SEDEMA, 2023).

En el caso de las emisiones por Compuestos Orgánicos Volátiles (VOCs), las categorías que más producen emisiones de VOCs son las fugas en instalaciones de gas LP (19.3%), transporte particular (9,9%), motocicletas (9.4%), la vegetación (7.4%), productos de consumo doméstico (5.6%), productos de cuidado personal (5.6%), entre otras. Cabe resaltar que las emisiones de VOCs biogénicas tienen un papel importante en los procesos de química atmosférica, los isoprenos y monoterpenos son los componentes de BVOCS que emite la vegetación, y participan en la formación de O₃ y aerosoles secundarios (SEDEMA, 2023).

Los gases y compuestos de efecto invernadero (GyCEI) son en su mayoría producto de las actividades antropogénicas, entre los que se encuentran el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄), el óxido nitroso (N₂O) y los hidrofluorocarbonos (hfc), entre otros. Estos GyCEI provienen de la quema de combustibles fósiles de fuentes móviles y estacionarias, actividades ganaderas y el manejo de residuos. En 2020 se estimó una producción de más de 67 millones de toneladas de CO₂ en la Zona Metropolitana del Valle de México (SEDEMA, 2023).

Alérgenos:

Además de los contaminantes por emisiones de gases por combustibles, emisiones industriales y VOCs, existen otras partículas que afectan a la salud de la población, como son los alérgenos emitidos principalmente por la vegetación urbana y periurbana. Estos alérgenos pueden ser tanto estructuras de origen vegetal (granos de polen), fúngico (esporas), como fragmentos de estos (partículas subpolínicas o subesporas) con capacidad de generar reacciones respiratorias adversas en personas susceptibles (Sousa-Silva, et al., 2021; Kasprzyk, et al. 2021).

En México existen diversos estudios clínicos sobre los efectos de los alérgenos provenientes del polen, sobre la salud humana. En el primer estudio al respecto de los alérgenos por el polen, de acuerdo con Salazar-Mallén, en 1940, determinó que, durante la época de lluvias en el Distrito Federal, ahora, Ciudad de México, el polen dominante en la atmósfera pertenecía a las familias Poaceae y Compositae, mientras que en la época seca los tipos polínicos dominantes son *Cupressus* spp., *Quercus* spp., *Populus* spp., *Pinus* spp. y *Alnus* spp., siendo este último el más abundante (Salazar-Mallén, 1949). Posteriormente, se estudió el contenido aerobiológico en los diferentes hábitats del Valle de México, en donde se encontró que el polen de *Pinus* spp., *Abies* spp., *Quercus* spp. y *Alnus* spp., eran los más abundante por encontrarse en todos los hábitats (Palacios-Chávez, 1977). Así mismo, existe un estudio sobre la contaminación ambiental con relación al polen, en el cual se determina que los elementos meteorológicos juegan un papel muy importante para la suspensión, transporte, deposición y resuspensión de polen, en cual puede favorecerse una mayor abundancia de partículas orgánicas e inorgánicas para los meses de junio a septiembre, ya que la temperatura ayuda a que las partículas permanezcan más tiempo en suspensión y el viento ayuda a facilitar la transportación de las materias en grandes distancias desde su origen (Rosales-Lomelí, 1985).

En 2015 el Centro de Ciencias Atmosféricas de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), a través de la Red Mexicana de Aerobiología (REMA), realizó el primer calendario de polen aerovagante para la Ciudad de México y su relación con los factores

climáticos. En este calendario se encontró que los principales tipos de polen aeroalergénico en la atmósfera fueron las especies de *Fraxinus spp.*, Cupressaceae y *Alnus spp.*, que se producen durante los períodos de diciembre a marzo, mientras que el polen aerotransportado de varias especies de Poaceae y Urticaceae se produjo durante todo el año (Calderón-Ezquerro, et al., 2016).

Otro estudio realizado en Tlalpan, específicamente en el Instituto de Enfermedades Respiratorias (Ismael Cosío Villegas), junto con el Grupo de Bioaerosoles Atmosféricos del Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático de la UNAM concluyeron que el polen más frecuente en la zona era el de los árboles de la familia Oleaceae (*Fraxinus excelsior* (18%), *Olea europaea* (15%), *Ligustrum lucidum* (14.2%), *Betula verrucosa* (14.2%), *Quercus alba* (14%), *Quercus rubra* (14%), *Juniperus californica* (12.1%), *Juniperus virginiana* (10.1%), *Cupressus arizonica* (9.8%), y *Alnus verrucosa* (9.6%) (Pavón-Romero, et al., 2022).

Uso de suelo:

La Ciudad de México (CDMX) se divide en dos grandes zonas administrativas, el suelo de conservación y el suelo urbano.

El suelo de conservación es el suelo óptimo para la preservación y conservación de la naturaleza, y es apto para las actividades agroforestales. De acuerdo con la Ley de Desarrollo Urbano de la CDMX, el suelo de conservación se define como “el que lo amerite por su ubicación, extensión, vulnerabilidad y calidad; el que tenga impacto en el medio ambiente y en el ordenamiento territorial; los promontorios, los cerros, las zonas de recarga natural de acuífero; las colinas, elevaciones y depresiones orográficas que constituyan elementos naturales del territorio de la ciudad y aquel cuyo subsuelo se haya visto afectado por fenómenos naturales o por explotaciones o aprovechamientos de cualquier género, que representen peligros permanentes o accidentales para el establecimiento de los asentamientos humanos. Así mismo, comprende el suelo destinado a la producción agropecuaria, piscícola, forestal, agroindustrial y turística y los poblados rurales (LDUDF Art. 30, f. II). El total del suelo de conservación ocupa el 58% del territorio de la Ciudad de México

distribuido en nueve Alcaldías (Milpa Alta, Xochimilco, Tlalpan, Magdalena Contreras, Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Tláhuac, Iztapalapa y Gustavo A. Madero) (DOF, 1996).

El suelo urbano se define por la Ley de Desarrollo Urbano de la Ciudad de México en su artículo 30, fracción I, como “las zonas a las que el Programa General clasifique como tales, por contar con infraestructura, equipamiento y servicios y por estar comprendidas fuera de las poligonales que determine el Programa General para el suelo de conservación”, es decir, será suelo urbano, por exclusión, todo aquello que no sea suelo de conservación (DOF, 1996).

Las áreas verdes se incluyen en esta tipología y son aquellas áreas verdes con “toda superficie cubierta de vegetación natural o introducida que se localice en la Ciudad de México”, y esta vegetación se encontrará fuera del suelo de conservación.

El artículo 87 de la Ley Ambiental de la Ciudad de México, indica como áreas verdes los parques y jardines, plazas ajardinadas y arboladas, jardineras, zonas con cualquier cubierta vegetal en la vía pública, alamedas y arboledas, promontorios, cerros, colinas, elevaciones y depresiones orográficas, pastizales naturales y pareas rurales de producción forestal, agroindustrial o que presten servicios ecoturísticos, zona de recarga de mantos acuíferos y demás áreas análogas (GODF, 2000).

Durante las últimas dos décadas el Gobierno de la Ciudad de México ha impulsado la generación de inventarios de áreas verdes urbanas, con el fin de identificar su localización, dimensión, tipos de áreas verdes, composición y cantidad por habitante. Estos inventarios se elaboraron a partir de imágenes satelitales y percepción remota (Tabla 1.4) (SEDEMA, 2020).

Tabla 1.4. Superficie de áreas verdes por Alcaldía

Alcaldía	Superficie (m ²)	Superficie por habitante (m ²)
Álvaro Obregón	4,913,463.7	6.6
Azcapotzalco	3,980,866.7	9.9
Benito Juárez	929,230.8	2.2
Coyoacán	9,157,547.7	15.0
Cuajimalpa de Morelos	2,048,957.7	10.3
Cuauhtémoc	1,915,961.0	3.6
Gustavo A. Madero	7,851,619.6	6.7
Iztacalco	1,944,289.0	5.0
Iztapalapa	9,834,858.6	5.4
La Magdalena Contreras	1,335,114.4	5.5
Miguel Hidalgo	5,607,701.5	15.4
Milpa Alta	309,724.0	2.2
Tláhuac	3,054,084.7	8.4
Tlalpan	6,530,744.7	9.6
Venustiano Carranza	5,805,150.1	13.6
Xochimilco	2,092,259.6	5.0
TOTAL	67,311,573.8	7.5

En la Alcaldía de Tlalpan el patrón espacial de las áreas verdes no es homogéneo. En el poniente, la arborización urbana con una fragmentación media permite la conectividad, mientras que en el oriente, se hacen más evidentes las áreas verdes complementarias, jardines y equipamientos urbanos con vegetación, incluyendo áreas deportivas (PAOT, 2010).

Política pública en el marco de los ecosistemas urbanos en México:

Actualmente, el gobierno de México participa en diversos foros internacionales para lograr el cumplimiento de los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible acordados en la Agenda 2030. De los Objetivos de Desarrollo Sostenible, el objetivo 11 sobre “Ciudades y Comunidades Sostenibles”, en el cual se buscan espacios seguros, inclusivos, resilientes y sostenibles, así como el objetivo 15 sobre “Gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad” (UN, 2018), son objetivos que están directamente relacionadas con la gestión de las áreas verdes presentes en la Ciudad de México, y por lo tanto, deben de ser contempladas en los instrumentos jurídicos de México (PAOT, 2018).

Otro compromiso a nivel internacional que influye en la gestión de las áreas verdes urbanas es el Acuerdo de París, en donde se pone de relieve la implementación de acciones de mitigación y adaptación al cambio climático (UN, 2015), estableciendo un marco institucional en esta materia, a partir de los alineamientos que establece el Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012 (DOF, 2007). En lo referente a la sostenibilidad ambiental se definen las líneas de acción climática atendiendo a dos objetivos, el primero sobre la reducción de emisiones y otro para desarrollar capacidades preventivas y de respuesta ante los impactos (Quiroz-Benítez, 2013). Dentro de este contexto se formuló la Estrategia Nacional de Cambio Climático) donde se propusieron líneas de acción en materia de mitigación y adaptación (Quiroz-Benítez, 2013).

Es así como México se comprometió a elaborar una “Nueva Agenda Urbana” que gira en torno a siete ejes de la política de Desarrollo Urbano, entre los cuales la construcción de ciudades compactas y productivas, la gestión eficiente del suelo con nuevas tecnologías, la

promoción de una nueva cultura del espacio público y la movilidad, y ciudades sostenibles para cuidar el entorno y resilientes ante los desastres naturales, serán los ejes que enmarquen el propósito de este trabajo (SEDATU, 2016).

A nivel Estatal, la Ciudad de México cuenta con un régimen jurídico e institucional para su protección, restauración y manejo, distribución de competencias y responsabilidades, instrumentos voluntarios para su conservación y estímulos para dicho fin (PAOT, 2011).

La gestión y administración de las áreas verdes en la Ciudad de México comprende, tanto a autoridades a nivel local, como Federal. A nivel local las autoridades encargadas de conservar las áreas verdes son la Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México, la Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial de la Ciudad de México, la Secretaría de Obras y Servicios de la Ciudad de México, la Procuraduría General de Justicia de la Ciudad de México, las 16 Alcaldías de la Ciudad de México, la Secretaría de Protección Civil de la Ciudad de México y la Agencia de la Gestión Urbana.

A nivel local, la Constitución Política de la Ciudad de México, en su artículo 16 sobre Ordenamiento Territorial, en el apartado A del Medio Ambiente, se establece que Derivado del escenario geográfico, hidrológico y biofísico en que se localiza la Ciudad de México, se requerirán políticas especiales que sean eficaces en materia de gestión hidrológica, protección ambiental, adaptación a fenómenos climáticos, prevención y protección civil (Jefatura de Gobierno, 2017). Además, en el mismo artículo, apartado G, sobre espacio público y convivencia social, se dicta que:

En la Ciudad de México es prioridad la creación, recuperación, mantenimiento y defensa de los espacios públicos y de convivencia social. Las calles, banquetas, plazas, bosques urbanos, parques y jardines públicos, así como los bajo puentes son el componente fundamental de la convivencia, la expresión ciudadana y la cohesión social. Las autoridades de la Ciudad garantizarán el rescate, mantenimiento e incremento progresivo del espacio público; en ningún caso podrán tomarse medidas que tiendan a su destrucción o disminución. Todas las

personas tienen la obligación de respetar y contribuir a la conservación de los espacios públicos y áreas verdes(Jefatura de Gobierno, 2017).

Recientemente se ha elaborado la Estrategia para la Conservación y el Usos Sustentable de la Biodiversidad en la Ciudad de México (ECUSBE-CDMX) y su Plan de Acción 2030, la cual está conformada por seis ejes estratégicos: conocimiento, educación, comunicación y cultura, conservación y restauración, atención a los factores de presión; manejo y uso sustentable, transversalidad, participación y gobernanza, así como 80 acciones para su implementación. Una de estas acciones es la de la “Protección de áreas verdes urbanas y áreas de valor ambiental”, la cual pretende llevar a cabo diagnósticos de estas áreas, elaborar programas de manejo, promover el incremento y la calidad de las áreas verdes urbanas y mejorar la conectividad (GOCDMX, 2021).

1.8 Justificación

En los últimos años la población de la Ciudad de México creció duplicó su población urbana, pero la superficie urbana se multiplicó por seis, es decir, que la ciudad ha triplicado su crecimiento en comparación al crecimiento de su población. Este patrón de expansión urbana en baja densidad poblacional representa un obstáculo para la urbanización sostenible, ocasionando altos costos de provisión de infraestructura, mayor consumo de energía, más emisiones de gases de efecto invernadero y grandes espacios vacíos que dificultan la conectividad entre espacios verdes ((SEDATU, 2014; ONU-Habitat-INFONAVIT, 2018; ONU-Habitat, 2012).

Por lo anterior, el bosque urbano, especialmente aquellas áreas verdes urbanas públicas y abiertas, ofrecen un conjunto de beneficios esenciales para la sostenibilidad de la Ciudad de México. Entre otros beneficios, se incluyen una serie de procesos biofísicos que generan servicios ecosistémicos, tales como la reducción de la contaminación del aire, la regulación del microclima y el incremento de la biodiversidad (Bolund y Hunhammar, 1999); y desde el punto social beneficios tales como la salud física y mental de las personas, la recreación, el turismo y la integración social, entre otros. (Wolch, et al., 2014).

Ciertamente las mejoras en el medio ambiente urbano repercuten en la calidad de vida de los habitantes de la ciudad, pero también existen algunos efectos negativos o diservicios ecosistémicos que son generados por los bosques urbanos, tales como la producción de polen que puede causar alergias, la emisión de compuestos orgánicos volátiles que pueden ser una fuente de precursores de ozono o la introducción de especies exóticas que pueden llegar a tener comportamientos de especies invasoras (Cariñanos, et al., 2011, Owen et al., 2003; Donovan, et al., 2005b; Dunn-Johnston, et al., 2016).

Para reforzar la resiliencia del bosque urbano en la Ciudad de México es necesario que al diseñarlos o restaurarlos se tomen en cuenta los procesos y funciones de las especies arbóreas, así como las condiciones climáticas, con la finalidad de aumentar el beneficio de sus servicios ecosistémicos y disminuir o contrarrestar los efectos negativos de los procesos

biológicos de estas. Existe poca investigación sobre los diservicios ecosistémicos urbanos en México, y al no tenerlos en cuenta durante la planificación, política y gestión de la infraestructura verde urbana, es posible que inadvertidamente se esté cambiando el equilibrio hacia la disminución de los servicios ecosistémicos netos en el futuro. Los árboles eliminan importantes contaminantes del aire, pero si son mal gestionados también pueden ser una fuente de contaminación del aire, soporte de plagas y enfermedades.

Por consiguiente, esta investigación pretende abordar el papel de la vegetación arbórea urbana, específicamente de la Alcaldía de Tlalpan en la Ciudad de México, por ser la Alcaldía con mayor porcentaje de suelo de conservación y por tanto, estar en peligro por la expansión de la mancha urbana.

Los resultados obtenidos permitirán planificar una estrategia con evidencia empírica que ayudará a elegir, gestionar y manejar mejor los árboles urbanos a través de los servicios ecosistémicos que brindan, al mismo tiempo que se minimizan los costos asociados a algunos diservicios ecosistémicos.

1.9 Objetivos

El objetivo general de esta investigación es la identificación y cuantificación de los servicios ecosistémicos y los diservicios derivados de las funciones ecosistémicas que brindan las áreas verdes urbanas de la Alcaldía de Tlalpan en la Ciudad de México, de manera que se pueda establecer un balance neto de beneficios para la población y el ambiente. A partir de la información obtenida se identificarán las actuaciones de mejora y se realizarán las propuestas pertinentes que contribuyan a mitigar los efectos negativos del cambio climático y mejoren la prestación de los servicios ecosistémicos. Para ello se abordarán los siguientes objetivos específicos:

Objetivos específicos

1. Revisión y diagnóstico de la situación actual de la infraestructura verde de la Alcaldía de Tlalpan, determinación del estado del arte;
2. Identificación y estimación de los principales servicios y diservicios ecosistémicos que generan las áreas verdes urbanas (establecimiento del balance neto de beneficios) mediante diferentes metodologías;
3. Detectar y priorizar las necesidades de mejora de las áreas verdes urbanas estudiadas para generar propuestas que ayuden a la administración pública, encargada de estos espacios, a restaurar o rediseñar espacios más sostenibles y con mayores beneficios para la población.

Capítulo 2: Metodología

2.1 Área de Estudio

La investigación se realizará dentro de los límites administrativos de la Alcaldía de Tlalpan (19° 11' 54"N y 99° 12' 40"O), la cual colinda al Norte con las Alcaldías Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Coyoacán; al Oriente con Xochimilco y Milpa Alta; al Sur con los municipios de Huitzilac (Morelos) y Santiago Tianguistenco (Estado de México); al Poniente otra vez con Santiago Tianguistenco y con Xalatlaco, del mismo estado, así como con la Alcaldía Magdalena Contreras (Figura 2.1) (INAFED, 2010).

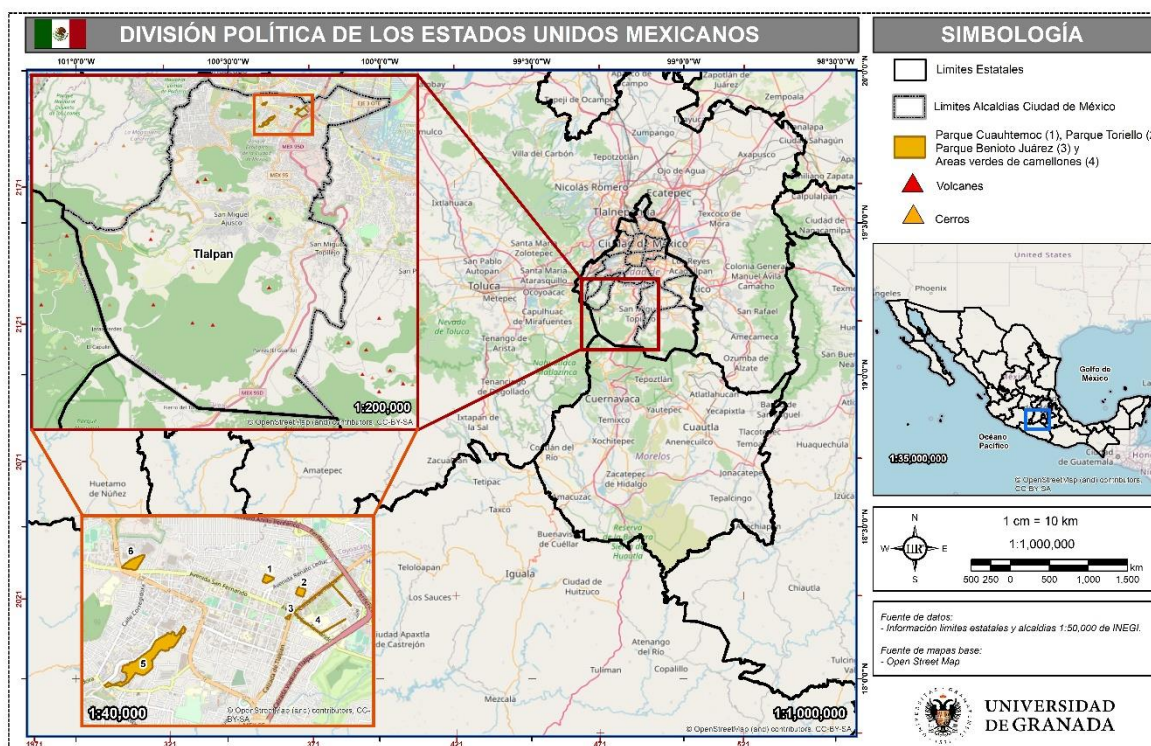


Figura 2.1. Ubicación geográfica de la Alcaldía de Tlalpan en la Ciudad de México (elaboración propia con el software ArcMap 10.1)

La Alcaldía de Tlalpan es la más grande de las 16 que conforman Ciudad de México en términos de superficie (312 Km²), los cuales representan el 20.7% del territorio de la entidad (Sheinbaum, 2016). Tlalpan cuenta con 7 barrios, 125 colonias (asentamientos recientes) y 9 pueblos originarios (origen prehispánico). Sin embargo, existen 206 asentamientos irregulares (Sheinbaum, 2016). No obstante que es la Alcaldía más grande, el uso de suelo urbano representa el 16% del total y el suelo de Conservación lo conforman la zona agrícola el 29%, bosques el 17%, vegetación secundaria el 29% y pastizales un 9% (INEGI, 2008). Esta Alcaldía cuenta con una gran variedad de fauna silvestre protegida por la normatividad mexicana al estar considerados amenazada o en peligro de extinción (Sheinbaum, 2016). La importancia de esta Alcaldía es que cerca del 80% del territorio pertenece al llamado Suelo de Conservación de la Ciudad de México (Sheinbaum, 2016), el cual se define como zonas que por sus características ecológicas proveen servicios ambientales necesarios para el mantenimiento de la calidad de vida de los habitantes de la Ciudad de México (GODF, 2000), y sin embargo se encuentra en riesgo por la presión del aumento de la mancha urbana, contaminación y malas prácticas agropecuarias.

Respecto a los tipos de suelo, las formaciones geológicas presentes en la ciudad son de origen volcánico, en una altiplanicie aproximadamente a 2,240 m s.n.m., y cuya mayor altitud la representa el volcán Ajusco a 4,000 m s.n.m. En la ciudad existen cinco tipos principales de suelos: Phaeozem, Leptosols, Andosol, Luvisol y Solonchaks, sin embargo, la actividad antrópica en la ciudad ha dado lugar al desarrollo de suelos antrópicos (Antrosol y Tecnosol), que se caracterizan por estar fuertemente modificados, los cuales y constituyen el tipo de suelo más común en todas las áreas verdes (parques, jardines, medianas de autopistas) (CONABIO y SEDEMA, 2016).

En cuanto al contexto climático (Figura 2.2), la mayor parte del territorio de la Ciudad de México presenta clima templado subhúmedo (87%). En el resto se encuentra un clima seco y semiseco (7%) y templado húmedo (6%) con lluvias en verano.



Figura 2.2. Mapa de Climas en las Ciudad de México. Fuente INEGI 2020 Carta de climas 1:1000000

Selección de áreas verdes urbanas:

Debido a la extensa superficie de Tlalpan, se consultó a la Dirección General de Servicios Urbanos de la Alcaldía de Tlalpan, aquellas áreas verdes que tuvieran un interés especial por su ubicación, próximas a zonas de servicios comunitarios. Esto llevó a seleccionar la zona conocida como de los hospitales, la cual reúne a 13 Institutos Nacionales de Salud Pública, convirtiéndola en la más importante y grande de Latinoamérica. Dentro de esta zona se seleccionaron diferentes tipologías de espacios verdes, tales como, parques pequeños (*pocket parks*) (<1 ha), parques vecinales (>1.1 ha-4.9 ha<), parque distrital (>10

ha.-24.9 ha.<) (Byrne y Sipe, 2010) y el polígono que rodea a la zona de hospitales, es decir, aquellas zonas arboladas más próximas a la periferia de la zona de hospitales (calles y avenidas arboladas), como muestras representativas de los tipos de áreas verdes urbanas que tiene Tlalpan. En total se consideraron 67.65 ha de áreas verdes urbanas en la Alcaldía de Tlalpan de un total de 653 ha áreas verdes urbanas (Núñez, 2021), es decir, un 10.3% (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Áreas verdes urbanas estudiadas en la Alcaldía de Tlalpan

Nombre	Clasificación	Área (ha)
Parque Benito Juárez	Pocket	0.24
Parque Cuauhtémoc	Vecinal	1.15
Parque Nacional de Fuentes Brotantes	Distrital	15.26
Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre	Vecinal	2
Parque Toriello Guerra	Vecinal	1.16
Avenidas arboladas aledañas a Zona de Hospitales	Calles y avenidas	49
Total		67.65

La Organización Mundial de la Salud (OMS, 2016) recomienda medir los beneficios para la salud dentro de 300 m alrededor del área verde (5 min. caminando). Para este estudio se trazó un área de influencia alrededor de los parques y áreas verdes de 300 m.

En la Figura 2.3 se muestran los límites del área de influencia de 300 m que abarca la zona de hospitales, ubicada dentro de la Alcaldía de Tlalpan. Además de estudiar todo el perímetro de la zona de hospitales (avenidas aledañas a la zona de hospitales), dentro de este perímetro se encuentran los parques de Benito Juárez, Cuauhtémoc y Toriello Guerra.

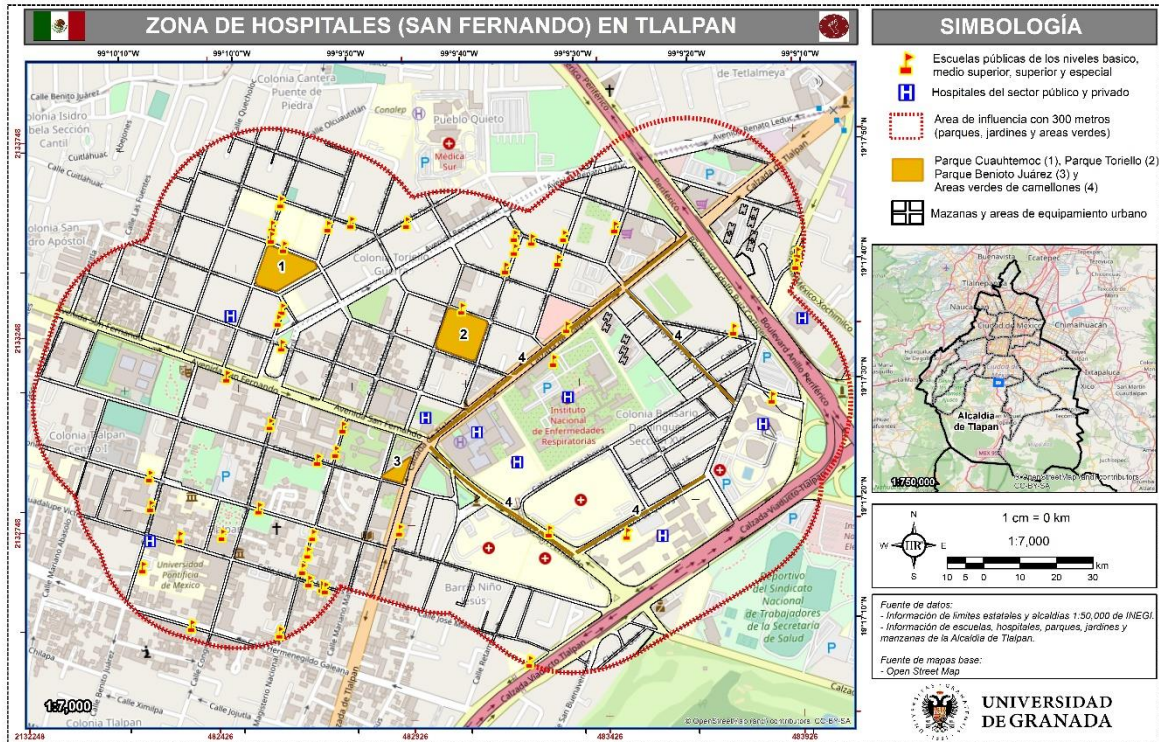


Figura 2.3. Perímetro de la zona de hospitales y los parques de Benito Juárez, Cuauhtémoc y Toriello Guerra (elaboración propia con el software ArcMap 10.1)

En la Figura 2.4 se muestran los límites del Parque de Loreto y Peña Pobre con su zona de influencia correspondiente a 300 m.

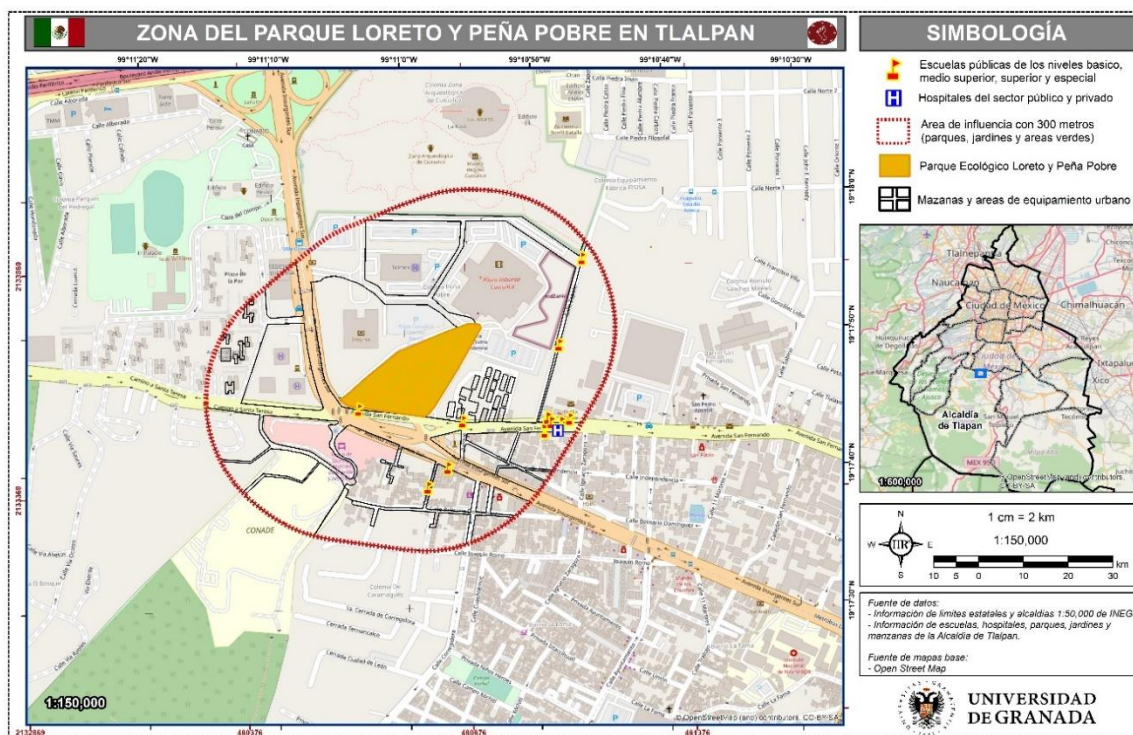


Figura 2.4. Límites del Parque de Loreto y Peña Pobre (elaboración propia con el software ArcMap 10.1)

En la Figura 2.5 se muestran los límites para la zona del Parque Nacional de Fuentes Brotantes con su zona de influencia correspondiente a 300 m.

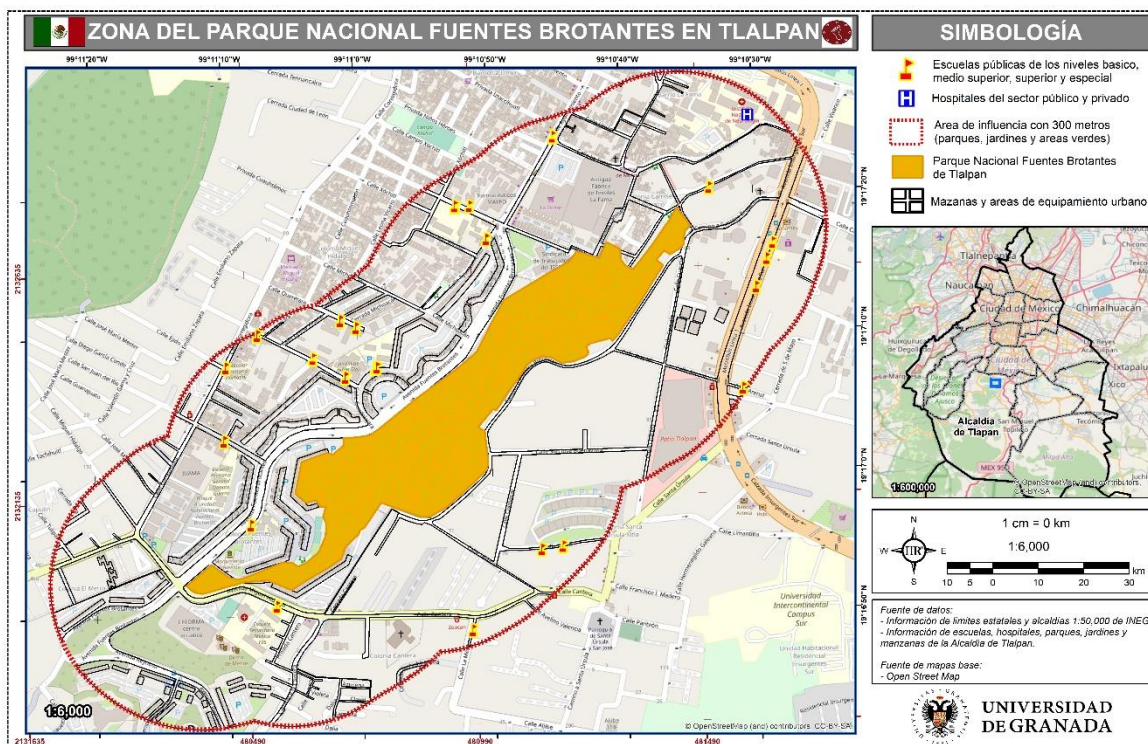


Figura 2.5. Límites del Parque Nacional de Fuentes Brotantes (elaboración propia con el software ArcMap 10.1)

2.2 Inventario de las zonas verdes

Con el objetivo de revisar y diagnosticar la situación actual de la infraestructura verde urbana de la Alcaldía de Tlalpan, es necesario conocer su composición y estructura a través de los inventarios de las 6 áreas verdes urbanas seleccionadas (Tabla 5). Estos inventarios, además de proporcionar información sobre la estructura de las áreas verdes urbanas, también son la base para poder analizar más adelante los servicios ecosistémicos que estos proporcionan.

Los inventarios se llevaron a cabo durante el verano de 2018. Las mediciones en el inventario se realizaron acorde al Manual de campo para toma de datos i-Tree ECO (2017), que será utilizado posteriormente para la valoración de los servicios ecosistémicos. Todas las áreas verdes estudiadas fueron inventariadas por completo, a excepción del Parque Nacional Fuentes Brotantes, en donde se realizó una caracterización por parcelas, debido a la extensión del área. Se muestrearon 30 parcelas circulares y cada una tenía un radio de 12 m, según las recomendaciones del Manual de toma de Datos del i-Tree Eco (Figura 2.6). La localización de las parcelas fue generada aleatoriamente por i-Tree Eco (2017). Se recogieron los mismos datos que para el muestreo de inventarios completos.

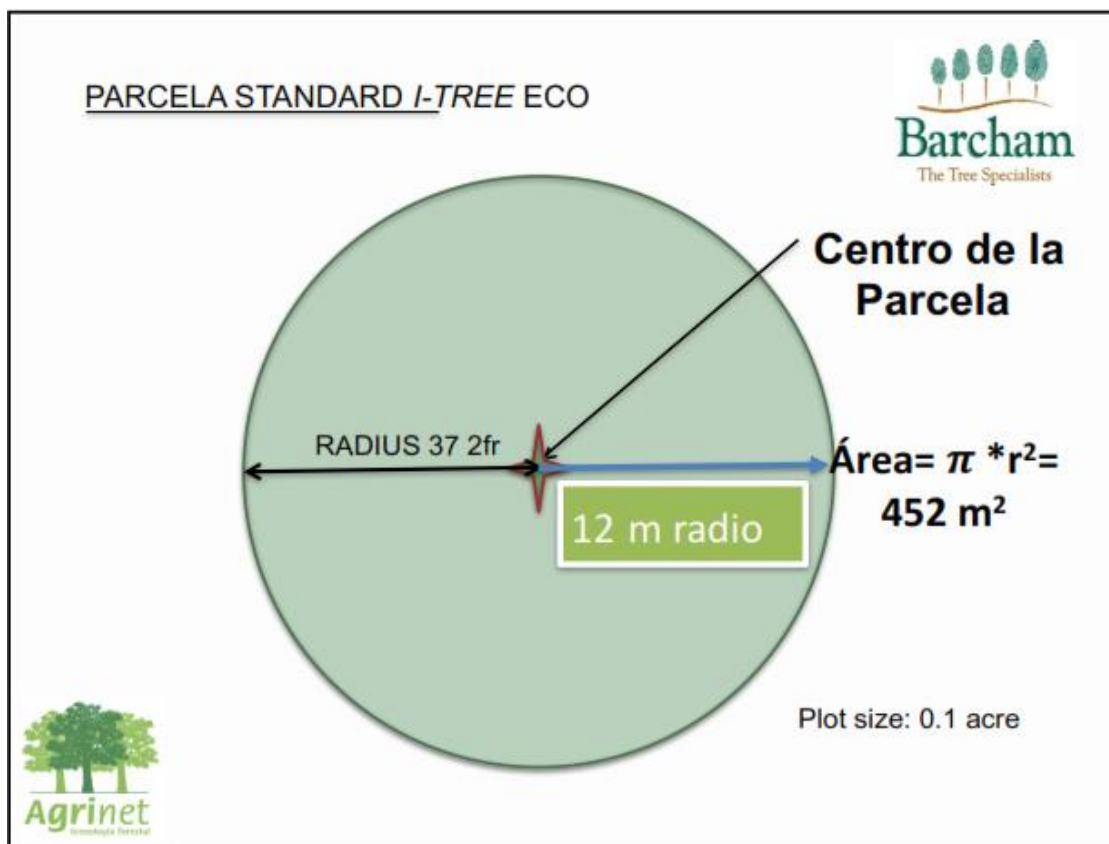


Figura 2.6. Muestreo por parcelas con 12 m de radio (37.2 pies) (Figura obtenida del Manual de toma de datos traducido por Horacio de la Concha de Agrinet México, 2016)

Las mediciones tomadas en campo se listan en la Tabla 2.2. Las descripciones y definiciones están dadas por el modelo de i-Tree Eco.

Tabla 2.2. Variables medidas en cada una de las áreas verdes urbanas estudiadas

Variables	Unidad	Definición
Nombre Científico	No aplica	Género y especie
DAP	cm	Diámetro a la altura del pecho (mayor a 6 cm) de cada tronco del árbol (hasta 6)
Geoposicionamiento	Latitud y Longitud	Coordenadas de cada árbol
Uso de la tierra	No aplica	Agricultura, comercial/industrial, cementerio, campo de golf, institucional, residencia multifamiliar, parque, residencial, transporte, utilitario, abandonado, humedal, otro.
Clase de cobertura de suelo	No aplica	Edificación, cemento, alquitrán, roca, suelo desnudo, mantillo/mulch, hierbas, césped, agua, otro suelo impermeable
Estatus	No aplica	Si el árbol ha sido plantado o silvestres
Altura total	m	Altura del árbol del suelo hasta la punta más alta (viva o muerta)
Altura de copa viva	m	Altura del suelo hasta la punta viva más alta
Altura hasta la base de copa	m	Altura desde el suelo hasta la base de la copa (viva)
Ancho de la copa	m	El ancho de la copa en dos direcciones: norte-sur y este-oeste
Copa faltante	%	Porcentaje del volumen de la corona que no está ocupado por ramas y hojas
Muerte regresiva	%	Estimación del porcentaje de copa compuesta por ramas muertas
Condición de copa	%	Estimación del porcentaje de la condición de la copa menos el porcentaje de la copa compuesta de muerte regresiva.
Exposición de luz a la copa	#	Número de lados del árbol que reciben luz solar desde arriba (máximo 5)
Energía	Dirección (°) y distancia (m)	Dirección en grados y distancia del árbol al punto más cercano a un edificio
Condición general del árbol	No Aplica	Estimación de la condición general de un árbol en comparación con la condición ideal de esa especie: malo, pobre, regular, bueno, excelente
Estado fitosanitario	No aplica	Estimación de la afectación de enfermedades o plagas: bajo, incipiente, medio, alto

En el inventario del arbolado urbano se determinó la ubicación (coordenadas), especie, altura total, altura de la copa y de la base de la corona, diámetro (mayores a 6 cm) a la altura del pecho (DAP) a 1.3 m, norte-sur y este-oeste de la copa, porcentaje de follaje

ausente, estado de la corona del árbol, exposición a la luz y muerte descendente, plagas y/o enfermedades, requerimientos de mantenimiento, interferencia con la infraestructura urbana (guía de campo i-Tree ECO, 2017). Las especies de árboles se identificaron principalmente a nivel de especie y ocasionalmente a nivel de género utilizando Martínez González (2010).

Las ubicaciones de cada uno de los árboles se geoposicionaron a con un GPS (Garmin Etrex 20x). El DAP se midió con cintas diamétricas forestales y la altura se midió con un clinómetro (Haglof) desde una distancia de 20 o 30 m. El DAP de los árboles con múltiples tallos se calculó si al menos uno de ellos medía más de 10 cm de diámetro, y de ser así se medían hasta 6 tallos. El norte-sur y este-oeste de la copa de los árboles se midió con un odómetro. Los datos de campo para el muestreo se registraron en un dispositivo móvil.

2.3 Identificación y estimación de los principales servicios y diservicios ecosistémicos

Se utilizó el Software i-Tree Eco (i-Tree Eco Field Guide v6.0), que es un programa desarrollado por la estación de Investigación Norte del Servicio Forestal de los Estados Unidos (*US North Research Station*), que permite caracterizar la estructura del bosque urbano y cuantificar los servicios ambientales que estos proveen. Este programa permite el muestreo y colecta de datos a través de dispositivos móviles, procesamiento de la información para la estimación de los servicios ambientales y la generación de informes.

El i-Tree- Eco emplea diversas mediciones dasométricas y de la condición del arbolado, así como información del clima y contaminantes atmosféricos para estimar características estructurales y los servicios ecosistémicos que provee el arbolado urbano. Este modelo contiene la información sobre crecimiento y servicios ecosistémicos de una base de datos superior a cinco mil especies de árboles de distribución mundial. Asimismo, el modelo prevé la ausencia de información de las especies que no se encuentran caracterizadas en la base de datos, en cuyo caso considera la información a nivel familia. El

modelo utiliza algoritmos basados en modelos de intercepción de precipitación, deposición seca de contaminantes, ecuaciones de biomasa de árboles urbanos y diversos modelos alométricos¹.

Una vez realizado el inventario de las 6 áreas verdes urbanas seleccionadas, el modelo i-Tree Eco permitirá generar un informe sobre la estructura del arbolado y algunos servicios ecosistémicos. En concreto, el programa permite estimar i) la estructura: composición de especies, número de árboles, densidad y condición de salud del arbolado, entre otros; ii) secuestro de carbono: reservorio de carbono total del arbolado y la tasa de captura del carbono anual; iii) la reducción de contaminantes (calidad del aire): cantidad de contaminantes removidos, tales como O₃, NO₂, SO₂, CO y PM₁₀; iv) control de escorrentía: cantidad de escorrentía controlados y los atributos a cada especie arbórea; v) emisiones de compuestos orgánicos volátiles biogénicos (BVOC's por sus siglas en inglés); y vi) principales especies productoras de oxígeno.

La información que se necesita para la estimación de los servicios ecosistémicos anteriormente mencionados es:

1. Variables climáticas: temperatura, precipitación, humedad relativa, punto de rocío, velocidad del viento, presión atmosférica, cielo cubierto, nubosidad, días-grado de calor y días-grado de frío por año;
2. Registros anuales por hora de las concentraciones de contaminantes: CO, NO₂, O₃, SO₂ y PM₁₀ por año;
3. Inventarios de arbolado urbano;
4. Información de localización.

Cabe mencionar que i-Tree ha sido adaptada a México, con base en un análisis de la información demográfica de México y sus Zonas Metropolitanas, así como los datos de clima con los que cuenta Davey Institute (Estados Unidos). Se han precargado las coordenadas

¹ Las ecuaciones alométricas estiman el peso seco de una planta (biomasa) partiendo de características dasométricas de medias en campo.

geográficas y altitud de los estados, municipios, delegaciones y localidades urbanas según el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) y el Instituto del Fondo Nacional de la Vivienda para los Trabajadores (INFONAVIT).

Los contaminantes se obtuvieron a partir de los registros de 2015 del Sistema de Monitoreo Atmosférico de la Ciudad de México, los cuales eran los registros más recientes y completos disponibles. Para este resultado, i-Tree Eco utiliza un componente de deposición seca integrado en el modelo UFORE para estimar la eliminación de la contaminación por los árboles, durante los periodos sin precipitación y la mejora asociada en la calidad del aire por hora durante el periodo de un año (Hirabayashi, et al., 2015). El modelo también distingue entre la eliminación de la contaminación del aire proporcionada por distintas especies de árboles que dicho modelo incluye en sus bases de datos. El software requiere datos meteorológicos locales y niveles de concentración de contaminantes, así como datos sobre el tamaño de los árboles y las especies para realizar las estimaciones. i-Tree Eco tiene una base de datos internacional que incluye los datos meteorológicos y la calidad del aire de la Ciudad de México. El valor de la eliminación de la contaminación del aire se calcula con base en la incidencia local de los efectos adversos a la salud y en los costos nacionales de externalidades promedio, así como los valores locales de la contaminación. Los cálculos se basan en las ecuaciones de regresión del Programa de Asignaciones y Análisis de Beneficios Ambientales (Nowak, et al., 2014) que incorporan cálculos de población locales.

El almacenamiento de carbono es la cantidad de carbono capturado en las partes de la vegetación leñosa sobre el suelo y bajo el mismo. Para estimar el almacenamiento de carbono, el modelo i-Tree Eco calcula la biomasa de cada árbol usando ecuaciones de la literatura y los datos de los árboles medidos en campo. La biomasa del peso seco de los árboles se convierte a carbono almacenado multiplicándola por 0.5 (Nowak, 1994).

Para estimar el secuestro de carbono bruto secuestrado anualmente, el modelo i-Tree Eco añade el crecimiento promedio del diámetro del género correspondiente, la clase de diámetro y condición del árbol por año (Nowak, 1994; Nowak y Crane, 2002a). La

información necesaria para las estimaciones del almacenamiento y el secuestro de carbono son: las especies de árboles, DAP, la altura total del árbol, la muerte regresiva de la corona y la exposición a la luz de la corona (Nowak, 2021).

El modelo i-Tree calcula la cantidad de oxígeno a partir del secuestro de carbono con base en los pesos atómicos (liberación neta de O_2 (kg/año) = secuestro neto de C (kg/año) $\times$ 32/12. La cantidad de carbono secuestrado es el resultado del crecimiento de los árboles, que se va reduciendo como resultado de la mortalidad de los árboles (Nowak, et al., 2007). La información necesaria para la estimación del oxígeno producido es: las especies de árboles, DAP, la altura total del árbol, la muerte regresiva de la corona y la exposición a la luz de la corona (Nowak, 2021).

Las estimaciones de eliminación de la contaminación del aire por el modelo i-Tree se derivan de los cálculos de la resistencia del dosel de los árboles al ozono, sulfuro y dióxido de nitrógeno por hora, con base en un híbrido de los modelos de deposición de los doseles de hojas grandes y de multicapas (Baldocchi, 1988; Baldocchi, et al., 1987). Por otro lado, la eliminación del monóxido de carbono y el material particulado se basan en los valores promedio medidos de la literatura (Bidwell y Fraser, 1972; Lovett, 1994) que se modificaron según la fenología y el área de las hojas. La información necesaria para la estimación de la eliminación de la contaminación es: la cobertura arbórea y las especies de árboles (Nowak, 2021).

La escorrentía superficial evitada es calculada por el modelo i-Tree con base a las precipitaciones interceptadas por la vegetación, en particular la diferencia entre la escorrentía anual con y sin vegetación (Hirabayashi, 2013). La información necesaria para la estimación de la escorrentía evitada es: las especies de árboles, la altura total de los árboles, altura hasta la base de la corona, ancho de la corona, porcentaje del faltante de copa (porcentaje del volumen de la copa no ocupado por ramas u hojas) y el total de la cobertura arbórea (Nowak, 2021).

El análisis completo de posible riesgo de plagas no está disponible para los estudios fuera de los Estados Unidos, sin embargo, la lista de plagas que analiza el modelo i-Tree Eco se

basa en insectos y enfermedades conocidas en Estados Unidos y las especies de árboles registrados en campo. La información necesaria para estimar los posibles riesgos de plagas es: las especies de árboles, DAP, altura total, altura hasta la base de la corona, ancho de la corona, porcentaje del faltante de copa y la muerte regresiva de la corona (Nowak, 2021).

2.4 Estimación de la alergenicidad potencial de las áreas verdes

El bosque urbano es esencial para el funcionamiento de las ciudades, sin embargo, pueden ser una fuente importante de emisión de polen que produce alergias a la población, por lo que resulta relevante su estimación para gestionarlos correctamente.

Para estimar cuantitativamente la alergenicidad potencial de los parques considerados en este estudio, se ha utilizado el Índice de Alergenicidad de Espacios Verdes Urbanos (I_{UGZA}) (Cariñanos, et al., en 2014). Este índice considera parámetros biológicos de las propias especies vegetales presentes en el área de estudio, así como su actividad como foco emisor de partículas alergénicas, la cual queda expresada en la siguiente ecuación:

$$I_{UGZA} = \frac{1}{378 * S_T} \sum_{i=1}^k n_i * VPA * S_i * H_i$$

En donde:

k= número de especies

n_i = número de individuos pertenecientes a la especie-i

VPA= Valor de Potencial Alergénico= $a_{p_i} * p_{e_i} * d_{p_i}$

a_{p_i} = Potencial alergénico de las especies-i

p_{e_i} = Estrategia de polinización

dpp_i = Duración del principal periodo de polinización de las especies-i en semanas

S_i = superficie del área cubierta por las especies-i en m^2

S_T = superficie total del parque o espacio en m^2

H_i = altura del árbol de la especie-i en metros

378= es la expresión de los valores máximos ($ap_i \times pe_i \times dpp_i \times H_i$) que puede una especie i obtener (es una constante que corresponde con el Valor Potencial Alergénico Máximo) y sirve, junto con el área de base del espacio verde $9(S_T)m$ como unidad de referencia de la fórmula. Aunque los valores máximos de altura pueden alcanzar los 14 m y los principales alérgenos locales se consideran $pa = 3$, $pe = 3$, $ppp = 3$ y $H = 14$ para el cálculo de este factor.

Dado que se trata de un índice potencial, tanto los valores de superficie (S) como de altura (H) se refieren al máximo que puede alcanzar cada especie en su madurez reproductiva. Puede considerarse como el valor potencial alérgico de cada especie la combinación de tres variables intrínsecas a las propias especies: la estrategia de polinización (ep), la duración del periodo de polinización (en semanas) (ppp), y la alergenidad referenciada de del polen de las especies (Tabla 2.3).

El potencial alérgico (pa) es el valor asignado para cada especie, que están basados en datos proporcionados en reportes y bases de datos: Cariñanos y Casares-Porcel (2011), Frenz (1995), Galán, et al. (2007), Mari, et al. (2009), Ogren (2003), Spieksma, et al. (1992), Trigo, et al. (2008) y Cariñanos y Marinangeli (2021), la cual están fusionadas las listas más actuales, como las propuestas por Cariñanos, et al. (2014, 2016). La estrategia de polinización (pe) se refiere al vector biótico o abiótico que utilizan las especies para el transporte de polen. El valor mínimo (0) se asigna a individuos femeninos de las especies dioicas (plantas con flores masculinas (estaminadas) en una planta, y flores femeninas (pistiladas) en otra planta) que no producen polen; el valor (1) se asignó a las especies polinizadas por insectos, en cuya emisión de polen es insignificante excepto en las inmediaciones (Cariñanos, et al. 2002); el valor (2) se asignó a especies que pueden ser polinizadas por animales o por el viento; el valor más alto (3) se asignó a las especies

polinizadas por el viento, que producir y liberar grandes cantidades de polen para compensar la eficiencia limitada de este vector de polinización (Givnish, 1980).

El período de polinización principal (dpp) se define como el tiempo de polinización de la especie *i* en semanas. Se asignan valores de 1 a 3 en función de la duración media del período de polinización principal (expresada en número de semanas), teniendo en cuenta que un período de polinización más largo da lugar a un período mayor de presencia de polen en el aire y, por tanto, a una mayor probabilidad de desencadenar síntomas en personas alérgicas, así como reacciones cruzadas con otros tipos de polen. La combinación de estos parámetros, *pai*, *pei* y *dppi*, da un valor de alergenidad potencial para cada una de las especies en un espacio verde; el valor oscila entre 0 (para especies con una puntuación de 0 para cada parámetro o valor 0 en uno de los parámetros) hasta un máximo de 27, o incluso 36 si se incluyen especies consideradas alérgenos locales importantes en los que el potencial alérgico de una especie (*pa*) puede llegar a tener hasta un valor de 4 (Cariñanos y Casares-Porcel, 2014).

De acuerdo con el trabajo propuesto por Cariñanos et. al (2014, 2016) los atributos para evaluar el Valor Potencial Alergénico de las especies del inventario de especies arbóreas recolectado durante el trabajo de campo será el producto de los parámetros *pe*, *dpp* y *pa* específico de cada especie (Tabla 7) (Cariñanos y Marinangeli, 2021).

Tabla 2.3. Parámetros y valores asignables para calcular el VPA de la zona de estudio (Cariñanos et. al, 2014)

Parámetro	Valores
Estrategia de polinización (<i>pe</i>)	1= Entomófilas
	2= Anfifílicas
	3= Anemófilas
Duración del periodo de polinización (<i>dpp</i>)	1= 1-3 semanas
	2= 4-6 semanas
	3= > 6 semanas
Potencial alérgico (<i>pa</i>)	0= No alérgico
	1= Baja alergenidad
	2= Moderada alergenidad
	3= Alta alergenidad
	4= Muy alta alergenidad

El resultado del I_{UGZA} se expresa con relación al valor máximo que puede alcanzar un espacio de tamaño y características similares, en el que todas las especies tuvieran el máximo valor de VPA posible; es decir, especies de estrategias de polinización anemófila, periodo de floración superior a las 6 semanas y alérgenos mayoritarios en las zonas consideradas. Esto da como resultado un valor comprendido entre 0 (nula alergenidad) y 1 (máxima alergenidad), estableciéndose el umbral de 0,30 como suficiente para desencadenar reacciones de alergia en la población.

Para complementar los resultados derivados del I_{UGZA} se calcula el índice de riqueza de especies de Margalef (Mg) y el índice de diversidad de Shannon (H'), de cada una de las áreas verdes urbanas estudiadas, con la finalidad de determinar si existe una correlación bilateral de Spearman entre cada uno de los índices.

$$\rho = 1 - (6 * \sum d^2 / (n * (n^2 - 1)))$$

En donde:

ρ = coeficiente de correlación de Spearman

d= la diferencia entre los rangos de las variables

n= es el número de pares de datos

2.5 Indicadores de verificación de la calidad de las zonas verdes urbanas

Para verificar la calidad de las zonas verdes estudiadas se han seleccionado una serie de indicadores de medición, en el que a cada indicador se le aplicó una serie de valores, que se establecieron de acuerdo con algunas escalas existentes y literatura de referencia. A continuación, se detalla cada uno de estos parámetros y el rango de valores a aplicar. Estos indicadores se agrupan en tres categorías: biodiversidad, accesibilidad e infraestructura.

i) Indicadores de biodiversidad

Esta categoría revisa los indicadores relacionados con la biodiversidad de especies de las áreas verdes, tales como la abundancia de especies y los efectos negativos que estas especies puedan tener, tales como alergenicidad, toxicidad, capacidad invasiva y emisión de BVOCs (Tabla 2.4).

Tabla 2.4. Valores para asignar a los indicadores de la categoría de biodiversidad

%	Riqueza de Especies ¹	Índice de Shannon ²	Especies alergógenas ³	Especies tóxicas ⁴	Especies invasoras ⁵	Especies No Nativas ⁶	Emisión de BVOC ⁷
Bajo	<2	<2	<20	<10	<1	<10	<20
Moderado	2-10	2-3	20-30	10-15	1-2	10-50	20-30
Alto	>10	>3	>30	>15	<2	>50	>30

1: Riqueza de especies: representa el número de especies diferentes que existen en cada área verde estudiada, asignando un valor <2 para una riqueza baja y un valor >10 para expresar una riqueza alta (Gotelli y Colwell, 2011).

2: Índice de Shannon: es una medida cuantitativa que permite estimar la diversidad de especies de una comunidad. Su valor puede variar entre 0.5 y 5, aunque un valor aceptable está entre 2 y 3; los valores inferiores a 2 se consideran bajos en diversidad y los valores superiores a 3 son altos en diversidad de especies (Shannon, 1949).

3: Especies alergógenas: Para establecer los rangos para esta categoría se consideran aquellas especies que tienen un Valor Potencial Alergénico (APV) moderado o alto según la escala de alergenicidad propuesta por Cariñanos et al., 2014, 2017, y Cariñanos y Marinangeli, 2021 fueron considerados. Un porcentaje superior al 20% de especies alergénicas en una determinada UF es suficiente para ser considerado un riesgo alérgico para la población sensible.

4: Especies Tóxicas: las áreas verdes urbanas son visitadas por diversos grupos vulnerables, como niños. El hecho de que el 10% de las especies vegetales de estas áreas tengan sustancias tóxicas puede representar un riesgo moderado para la población. Cuando el 15% de las especies en estas áreas tienen sustancias tóxicas, se considera un riesgo máximo (Nelson, et al., 2007 y Wagstaff, 2008).

5: Especies Invasoras: la incorporación de especies exóticas como plantas ornamentales en las áreas verdes urbanas, se ha convertido en la principal entrada de especies que, al diseminarse fuera de las zonas urbanas se han asentado en las áreas circundantes y se comportan como invasoras (Bayón y Vilá, 2019). Para este indicador, se ha considerado que una sola especie tiene el potencial suficiente para ser considerada un riesgo moderado (Sanz, et al., 2004).

6: Especies no nativas: se consideran especies no autóctonas aquellas especies que han sido introducidas por el hombre. Se considerará que menos del 10% de total de las especies de las áreas verdes no son nativas, el valor es bajo, sin embargo, cuando el número es superior al 10%, el valor será considerado como moderado (Hettinger, 2001).

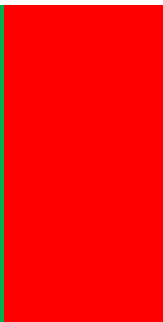
7: Emisión de BVOC: las emisiones de BVOCs se han clasificado según el porcentaje de especies existentes con emisiones bajas (<1), moderadas (<10) o altas (>10) de BVOCs en microgramo VOC g Peso seco -1 h-1, según las escalas de referencia existentes (Singh, et al., 2014 y Karl, et al., 2009). Los valores asignados a las diferentes categorías de este servicio son similares a los de las especies alergógenas: <20% para valores bajos y >30% para valores altos.

ii) Accesibilidad

En esta categoría se consideran factores o elementos que pueden afectar positivamente tanto a la comodidad como a la satisfacción del usuario, por lo que el indicador solo expresa la presencia (Sí) o ausencia (NO) de estos factores o elementos. Hacer esto pone de relieve la existencia de un aspecto que necesita mejora. Si un indicador específico se marca como

ausente, esto tendría un efecto negativo para un grupo de población particular como los discapacitados, los ancianos, los niños o las mujeres (por ejemplo, la accesibilidad o la existencia de equipos deportivos o parques infantiles), o para todos los sectores poblacionales (por ejemplo, la ausencia de cualquier tipo de elemento agua que proporcione una funcionalidad práctica, estética o recreativa). Los indicadores considerados son (Tabla 2.5):

Tabla 2.5. Indicadores para verificar la categoría de accesibilidad/equipamiento

	SI	NO
Accesibilidad ⁸		
Puntos de agua ⁹		
Juegos infantiles ¹⁰		
Iluminación nocturna ¹¹		
Equipamiento de ejercicio ¹²		
Instalaciones deportivas ¹³		
Áreas de descanso ¹⁴		
Mantenimiento/ Limpieza ¹⁵		

8: Accesibilidad: este indicador considera la existencia de barreras físicas que dificultan el acceso a grupos sociales vulnerables: personas con discapacidad, personas mayores o personas con movilidad reducida en general (Güngör, et al., 2016).

9: Puntos de agua: en esta categoría se consideraron los servicios prácticos (bebederos), estéticos o recreativos que pueden ofrecer a los visitantes. Por tanto, la ausencia total de puntos de agua debería ser objeto de mejora a corto plazo. (Tarim, 2017).

10: Juegos infantiles: este indicador permitirá planificar la implementación de juegos infantiles en los espacios más adecuados de acuerdo con las características de la propia de las áreas verdes y del entorno socioeconómico en el que se ubica (Zuo, et al., 2020).

11. Iluminación nocturna: la escasez o ausencia de iluminación nocturna ha sido catalogada como un factor muy negativo debido al miedo a la delincuencia y la inseguridad que produce en las áreas verdes (Mahrou, et al., 2018).

12: Equipamiento de ejercicio: la existencia de aparatos de ejercicio al aire libre fomenta la realización de actividad física por parte de la población (Chow, 2013).

13: Instalaciones deportivas: la disponibilidad de instalaciones deportivas (canchas, pistas de correr) en las áreas verdes es uno de los servicios recreativos más apreciados por los visitantes debido al impacto positivo que el deporte puede tener en la salud física y mental (Voigt et al., 2014).

14: Áreas de descanso: Una de las actividades más valoradas por los visitantes de las áreas verdes es la contemplación de la naturaleza, la relajación, el descanso y la reflexión. Por ello es necesario que se disponga de zonas de descanso, en forma de bancos u otro tipo de equipamiento (Vieira-Martins, et al., 2019).

15: Mantenimiento/ Limpieza: evitar la suciedad es una de las medidas de mejora más exitosa hacia el mantenimiento sostenible (Cranz y Boland, 2004) y la satisfacción del usuario (Voigt, et al., 2014).

iii) Indicadores de Infraestructura gris-verde-azul

En esta categoría se contemplan tres tipos de infraestructuras que pueden estar presentes en las áreas verdes urbanas: azul, verde y gris. Para la cuantificación de cada uno de estos indicadores se utilizó el software i-Tree canopy, la cual está diseñada para estimar el porcentaje del tipo de cobertura en el suelo. Esta herramienta coloca puntos aleatorios en imágenes satelitales de *Google Earth* y determina la clase de cobertura en la que se encuentra el punto aleatorio. Para este propósito, se establecieron las siguientes categorías de cobertura: Cobertura vegetal y suelo permeable (infraestructura verde); Edificios y otra infraestructura gris tales como suelo impermeable (infraestructura gris); y elementos de agua en forma de pequeños lagos, estanques o riachuelos (infraestructura azul). Los rangos para aplicar a cada indicador se presentan en la Tabla 2.6.

Tabla 2.6. Indicadores para verificar la categoría por infraestructura

%	Dosel arbóreo ¹⁶	Suelo impermeable ¹⁷	Elementos azules ¹⁸	Superficie con césped ¹⁹	Infraestructura gris ²⁰
Baja	<40	<20	>10	<5	<10
Moderada	40-60	20-40	1-10	5-10	10-15
Alta	>60	>40	<1	>10	>15

16: Dosel arbóreo: Para establecer el rango de valores de este parámetro se consideró el porcentaje de superficie continua y la configuración espacial de los árboles. Se estableció un valor del 40% de superficie cubierta de árboles como valor mínimo para que el efecto de las áreas verdes urbanas sobre el confort térmico sea efectivo (Moreno-García, 2019; Zhou, et al., 2017).

17: Suelo impermeable: una elevada superficie de suelo impermeable en las ciudades es una de las causas de inundaciones y disminución de la calidad del agua. La escala de valores de este indicador se estableció sobre la base de que una obertura impermeable del 10% puede aumentar haya un 20% por escorrentía superficial (Flinker, 2010).

18: Elementos azules: la existencia de infraestructura azul en las áreas verdes urbanas tiene un efecto en la mitigación del efecto de las islas de calor urbano, pero también en la mitigación de la contaminación por partículas tanto biológicas como no biológicas. Por lo tanto, su ausencia total o baja cobertura superficial puede ser un diservicio relevante (Wu et al., 2018 y Žuvela-Aloise, et al., 2016).

19: Superficie cubierta por césped: son superficies cubiertas por césped que requiere una gran cantidad de agua para su mantenimiento. Se estableció un rango de valores para la cuantificación del servicio de una superficie superior al 10% del total es suficiente para que el valor aplicable sea el máximo (Alonso-Martínez, et al., 2014).

20: Infraestructura gris: la infraestructura gris está compuesta por activos construidos que ocupan el terreno. Por lo que, cuanto mayor sea el área cubierta por infraestructura gris en

un parque, menos efecto tendrá la provisión de servicios ecosistémicos (Forestry Commission, 2009).

Capítulo 3: Resultados

3.1 Un enfoque basado en indicadores para evaluar la preparación de los bosques urbanos para los desafíos futuros: estudio de caso de una ciudad Mediterránea compacta

An Indicator-Based Approach to Assess the Readiness of Urban Forests for Future Challenges: Case Study of a Mediterranean Compact City.

Publicado en Forest. doi.org/10.3390/f12101320

Abstract: Urban Forests (UFs) are key elements in Mediterranean compact cities, as they provide numerous ecosystem benefits and increase the resilience of cities against the anticipated impacts of climate change. It is, thus, necessary to review all the aspects that may have a negative effect on their ecosystem functions and the services that they provide. In this paper, a set of indicators is proposed that allow for a preliminary evaluation of some of the main disservices and factors that Mediterranean UFs present and the ways to maximize their benefits for users. For this purpose, 20 indicators, divided into three categories—Biodiversity, Accessibility/Facilities, and Infrastructure—were selected. Within these three categories, a range of values was established, from low to high or absence/presence. The indicators were tested in 24 urban forests of different types, all of which are representative of a medium-sized compact Mediterranean city. The results highlight that the UFs have adequate species richness and diversity, but among the species present are quite a few that emit BVOCs and allergens, as well as some that have invasive behavior. Poor cleaning, absence of night lightning, and scarcity of water points are aspects to improve in a good number of UFs; while a high surface area of impermeable soil, low tree cover, and extensive areas of grass that require large amounts of water for maintenance are the main issues of the infrastructure block that need medium-term planning to be addressed. It can be concluded that the proposed set of indicators allows for a general

assessment of the readiness of UFTs in Mediterranean cities for the upcoming climatic, social, and ecological challenges.

Keywords: ecosystem disservices; Mediterranean region; green infrastructure; urban forest types; indicators

1. Introduction

An urban forest (UF) can be described as all the trees and wooded areas in an urban space. This includes both public and private spaces, such as parks and gardens, and alongside streets, homes, and schools. Overall, UFs improve the urban ecosystem and increase recreational value, so they can be considered as key elements in the interconnected network that forms urban green infrastructure (UGI) (Salbitano, et al., 2016, Benedict, 2004). As integral components of urban ecosystems, UFs provide a variety of Ecosystem Services (ES) (Mexia, et al., 2018; Palliwoda, et al., 2020; Mao, et al., 2020). Moreover, they bolster urban connectivity (Torabi, et al., 2020) and social cohesion and integration (Jennings and Bamkole, 2019), provide shelter in situations of risk and natural disasters (Cariñanos, et al., 2018), and have been fundamental elements of physical and mental health restoration during the COVID-19 pandemic (Ugolini, et al., 2020). Given the significant impact that climate change can have in some areas of the world, UFs also stand out as one of the most efficient measures for strengthening climate resilience in cities (Corkery and Marshall, 2018). Hence, increasing and reinforcing urban greening is one of the main solutions being implemented in municipalities to mitigate and adapt to the effects of climate change (Canals and Lázaro, 2019). However, this process of greening cities may be slowed down by the urban, socio-cultural, and structural limitations of each territory. Thus, in densely populated cities it may be difficult to find areas to develop new green spaces. In this way, already existing UFs must be prepared for the current and future environmental, social, economic, and cultural challenges, so that they can guarantee the population access to high-quality spaces that improve life quality. The Mediterranean region is currently one of the most urbanized areas in the world and has some of the fastest urbanization rates. With growth rates of most major cities between 1.5% and 2% per year (Woertz, 2018), the current

percentage of the population that live in cities (55%) is expected to increase to 68% by 2050, testing the capacity of Mediterranean cities to manage growth (Chaline, 2001, Blue Plan, 2000). Additionally noteworthy is the lack of a sustainable urban development model to anticipate rapid population growth, which is causing a densified and extended urbanization towards the periphery. However, above all, this growth is causing a change in the traditional characteristic compact growth (Salvati and Morelli, 2014). A problem related to this high urban densification is the lack of available space for the implementation of green areas (Fuller and Gaston, 2009). The use of any available surface as buildable land or the extension of the city to the (sometimes scarce) peripheral natural areas is causing not only losses in terms of available green surface, but also making it difficult for certain social sectors to access UFs (Haaland and van den Bosch, 2015). Furthermore, the scarcity of green areas is characteristic of many Mediterranean compact cities, since many of these cities have low per capita green space (Kabish and Haase, 2013). This situation highlights that, given the difficulty of finding areas for the implementation of new UFs, the planning and management of existing ones must be prioritized to maximize the ecosystem functions they are providing. It is common for many Mediterranean cities to have prioritized cultural and tourism infrastructure when designing and planning new urban green spaces (Gospodini, et al., 2008). The Mediterranean climate, which is characterized by mild temperatures for many months of the year and an amount of sunshine greater than 2500 h/year, favors many outdoor activities (Adinolfi et al., 2014), with UFs being the center of positive social, intercultural, and intergenerational interactions that cultivate social cohesion in ways that enhance health and well-being (Jennings and Bamkole, 2019). The rich historical and cultural heritage of Euro-Mediterranean cities can also be seen in the high number of Historic Gardens and other Green Spaces of different Mediterranean countries in the UNESCO World Heritage Cultural Landscapes program (European Route of Historic Gardens, 2021). However, there are other relevant aspects that have not received the same attention, and that in one way or another affect both the quality of these spaces and the benefits to the population, as well as a positive net balance of ecosystem services. For various reasons (aesthetic, traditional) or due to lack of planning, UFs have been the entry point for pests

and diseases that threaten biodiversity (Tomlison, et al., 2015). They can be the origin for the expansion of invasive species (Gaertner, et al. 2017) or the source of the emission of compounds (BVOCs and allergens) with an impact on health (Calfapietra, et al., 2013, Cariñanos, et al. 2016a). Frequently, the bioclimatic characteristics of the Mediterranean climate have not been considered when designing thermal comfort spaces (Aram, et al., 2020b) or selecting plant species with water requirements compatible with local species (Heywood, 2017). On other occasions, the scarcity of equipment and services, the absence of facilities for vulnerable groups, or impediments to accessibility to the space are some of the factors that affect user satisfaction (Liu and Xiao, 2021). Thus, a review of all these aspects that can negatively impact the balance of ecosystem services provided by UFs in Mediterranean cities is necessary. Monitoring the ecosystem services provided by urban forests through indicators is one of the best ways to quantify and value the capacity of natural processes and components to provide goods and services that satisfy human needs (De Groot, et al., 2002). Some authors have highlighted how this provisioning capacity is variable according to a series of structural, morphological, location, scale, and management factors. These factors are related both to urban forests themselves and to the urban environment (Dobbs, et al., 2004, Davies, et al., 2017). The incorporation of indicators to measure ecosystem services as an approach for risk assessment or on the impact on human well-being is becoming more frequent (Dobbs, et al., 2004, von Dören and Haase, 2015, von Dören and Haase, 2019). In these proposals, researchers usually use either a single category that groups the different disservices (Dobbs, et al., 2004) or different categories are established depending on the type of disservice or hazard they cause: Aesthetic, Safety, Health, Economic, and Environmental, among others (Lyytimäki, 2017, Cariñanos, et al., 2017a). The impacts caused by anthropization in green areas have also been evaluated, and two categories of indicators have been established: conservation indicators and public use indicators (Vieira-Martins, et al., 2019). In addition to the indicators to assess ecosystem services, it is also important to add indicators to assess other factors like what the conditions are for the inhabitants who visit these spaces for recreation. The consideration of the benefits that these green spaces can provide would not be complete without considering

certain amenities such as lighting, recreational elements, and bathroom facilities, among others (Liu and Xiao, 2021, Błaszczyk, et al. 2020). Understanding the ecological context and the factors that influence the use and enjoyment of UFs is related to socio-cultural characteristics and needs. Thus, this work aimed to establish a series of indicators of some main disservices and factors that UFs of Mediterranean cities can present, so that they can be used as a preliminary checklist for fine-tuning and improvement needs, and to reinforce the functions and ecosystem services they provide. This work is justified by the significant impact that climate change will have on the Mediterranean region—declared one of the most vulnerable to the effects of increased temperatures and reduced rainfall—as well as the significant changes in city models that are expected in the coming decades, where the shortage of new green areas will continue to increase.

2. Materials and Methods

2.1. *Study Area*

The study was carried out in the city of Granada (37.179937, -3.603489; 680 m.a.s.l), located in the southeast of the Iberian Peninsula (Figure 3.1), which presents the characteristics of the typical model of a medium-sized Mediterranean compact city. These characteristics include a high population density, compact buildings, complex urban uses, the proximity of services on a pedestrian scale, and mixed residential and commercial areas (Delgado-Capel and Cariñanos, 2020, IUCN, 2019). Granada contains a population density of 2654.4 inhabitants/km² (233,648 inhabitants, 88.02 km² of surface) and a 21.8% of the population is above 65 years of age (UrbiStat, 2021, INE, 2020). Agriculture, commerce, and scientific–technical activities are the main sectors of economic activity (IECA, et al., 2021). The city is in a wide depression formed by the Genil River and the Sierra Nevada Mountain Range valley and has a continental-Mediterranean climate with an average annual temperature of 15.6 °C and an annual rainfall of 359 mm (for the period 1981–2010). The city also has a wide range of thermal amplitude (AEMET, 2020). Granada has been identified as one of the Mediterranean cities showing greater frequency of heat and cold waves (Cuadrat, et al., 2013). Due to the intensity of traffic in and around the city, and the numerous sources of bioaerosol-type pollen emissions, Granada is currently one of the most

polluted cities in Spain by both biotic and abiotic pollutants (Casquero-Vera, et al., 2016, Cariñanos, et al., 2021).

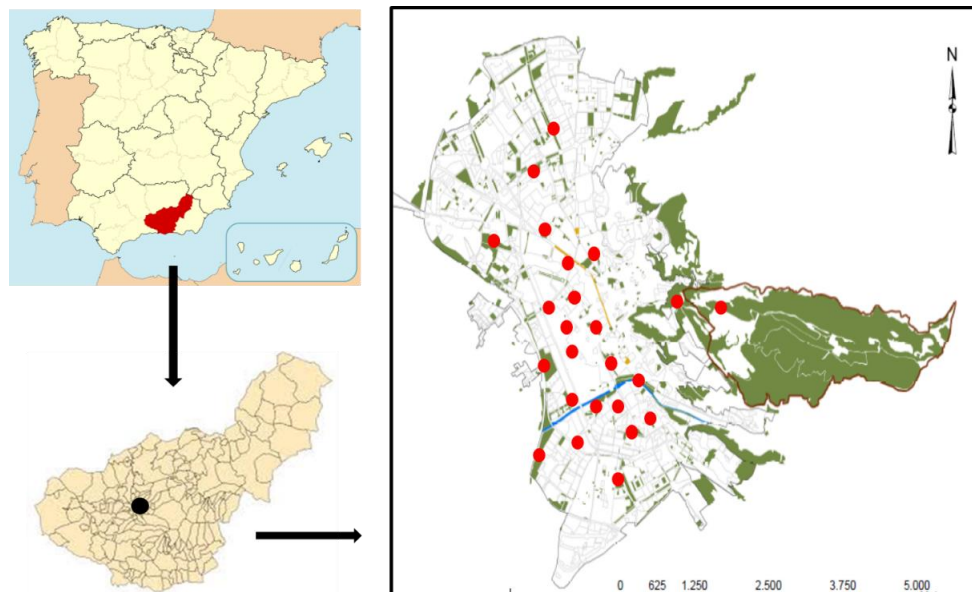


Figure 3.1. Location of the city of Granada along with the location of the 24 urban green spaces considered in this study

Selection of Cases

According to data provided by the Environmental Information Network of Andalusia (REDIAM), there are 363 registered UFs of different types in the city, although 341 of them (93.9%) have a surface area less than 10,000 m² (Delgado-Capel and Cariñanos, 2020). The total green surface area is 1,141,884.7 m², which translates to a public green surface area of 4.9 m² per inhabitant. For our study, 24 of these UFs with a total area of 543,583 m² (47.6% of the total green area of the city) were considered. The criteria for selecting the urban forests included those that are in public spaces and are mostly managed by the local Administration or, failing that, by other public administrations, so that all aspects related to its management and maintenance were regulated by the same regime. We were also interested in selecting UFs located within residential and commercial neighborhoods, frequently visited by the population and/or tourists, due to its historical character, and at the

same time can potentially support urban biodiversity and provide recreational services. Finally, we also considered as a criterion that the UFs were representative of compact/historical Mediterranean cities; that is, places in which the typologies city parks, pocket parks, tree-lined streets, boulevards, and plazas are the most abundant.

2.2. *Selection of Indicators*

To check for possible disservices and other factors that UFTs could present, we selected a series of simple measurement indicators—those that can be used by researchers and laypeople alike, which can also be replicated in any green space (either ones that are similar or different to those in our study). A range of values were applied to each indicator, which were established according to some existing scales and reference literature (von Döhren and Haase, 2015, Lyytimäki, 2017, Wu et al., 2021). Each of these parameters and the range of values to be applied are detailed below. For better functionality, the indicators were grouped into three categories: Biodiversity, Accessibility/Facilities, and Infrastructure.

2.2.1. Biodiversity Indicators

This category reviews the indicators related to the species' biodiversity of green areas. This includes an indicator that measures the abundance of species and an indicator that refers to the negative effects that these species may have, such as allergenicity, toxicity, invasiveness, or emission of BVOCs. A summary of the indicators that make up this block is presented in the following table (Table 3.1):

Table 3.1. Values to assign to the indicators of the biodiversity category

	Species richness ¹	Shannon Index ²	Allergenic species ³	Toxic/Poisonous species ⁴	Invasive species ⁵	Non-Native species ⁶	BVOCs emission ⁷
%							
Low	<2	<2	<20	<10	<1	<10	<20
Moderate	2-10	2-3	20-30	10-15	1-2	10-50	20-30
High	>10	>3	>30	>15	>2	>50	>30

1: Species richness: This represents the number of different species that exist in each UFT, considering each space as an ecological community. It does not consider the abundance of the species. When considering UFs of different types, among which there may be promenades or boulevards, often monospecific, we assigned a value of 10 to express a high richness (Gotelli and Colwell, 2011).

2: Shannon Index: The Shannon Diversity Index is a quantitative measure that allows for the species' biodiversity (the relative abundance of each species) in a community to be estimated. In natural ecosystems, its value varies between 0.5 and 5, although an acceptable value is between 2 and 3; values that are less than 2 are considered low in diversity and values that are greater than 3 are high in species diversity (Shannon and Weaver, 1949). We applied this rank to the UFTs considered since they are components of an Urban Ecosystem.

3: Allergenic species: To set the ranges for this category, those species that have a moderate or high Allergenic Potential Value (APV) according to the allergenicity scale proposed by Cariñanos et al., 2014, 2017, and Cariñanos and Marinangeli, 2021 (Cariñanos et al., 2014, Cariñanos et al., 2017b, Cariñanos et al., 2021) were considered. A percentage higher than 20% of allergenic species in a given UF is enough to be considered an allergenic risk for the sensitive population.

4: Toxic/Poisonous species: UFs are spaces visited by all kinds of social groups, some of them very vulnerable, such as children. The fact that 10% of plant species in UFs

have toxic substances may already represent a moderate risk to this population. When 15% of species in UFs have toxic substances, it is considered to be a maximum risk (Nelson, et al., 2007, Wagstaff, 2008).

5: Invasive species: The incorporation of exotic species as ornamentals in UFs has become one of the main entry ways for species that, after escaping from urban areas, have settled in the surrounding areas and thereby behave as invasive species (Bayón and Vilá, 2019). For this indicator, we considered that a single species has sufficient potential to be considered a moderate risk (Sanz, et al., 2004).

6: Non-native species: Non-native species are considered those that have been introduced by humans (Hettinger, 2001). Due to the long history that the incorporation of non-native species has had in Mediterranean urban forests (Bodilis, et al., 2011), and the constancy of the invasive behavior that some of these species have developed (Bayón and Vilá, 2019), we considered that the categories established for this variable should be considered a potential disservice. When less than 10% of the total species in a given UF is non-native, the value is low. When the number is above 10%, the value is considered to be moderate.

7: BVOCs' emissions: BVOCs' emissions have been classified according to the percentage of existing species with low (10) of BVOCs in micrograms VOC g Dry Weight⁻¹ h⁻¹, according to existing reference scales (Singh, et al., 2014, Karl, et al., 2009). The values assigned to the different categories of this service are similar to those of allergenic species: 30% for high values.

2.2.2. Accessibility/Facilities

Indicators In this category, factors that can positively affect both user comfort and satisfaction are considered, so the indicator only expresses the presence (YES) or absence (NO) of these factors. Doing this highlights the existence of an aspect in need of improvement. If a specific indicator is marked as absent, this would have a negative effect for a particular population group such as the disabled, the elderly, children, or women (for example, accessibility or the existence of sports equipment

or playgrounds), or on all population sectors (for example, the absence of any type of water element that provides a practical, aesthetic, or recreational functionality). The indicators that were considered for this section are listed below (Table 3.2):

Table 3.2. Proposed indicators for checking the Accessibility/Facilities category

	YES	NO
Accessibility⁸		
Water points⁹		
Playgrounds¹⁰		
Night lighting¹¹		
Outdoor fitness equipment¹²		
Sport facilities¹³		
Rest areas¹⁴		
Cleaning¹⁵		

8: Accessibility: Universal access to UFs has been considered a right for all citizens. This indicator considers the existence of physical barriers that hinder access to vulnerable social groups: the disabled, the elderly, or people with reduced mobility in general (Güngör, et al., 2016).

9: Water points: Water points in UFs can have different functionalities, although in this category the practical (drinking fountains), aesthetic, or recreational services that they can offer to visitors were considered. Therefore, a total absence of water points should be subject to improvement in the short term (Tarim, 2017).

10: Playgrounds: Due to the proven health benefits that the presence of playgrounds in UFs have for children (Zuo et al., 2020), the results of this indicator will allow for the planning of playground implementation in the most appropriate spaces

according to the characteristics of the UF itself and the socio-economic environment in which it is located.

11: Night lighting: The scarcity or absence of night lighting has been labelled as a very negative factor due to the fear of crime and the insecurity it produces in UFs (Mahrouf et al., 2018). Its absence is notorious in those UFs that can be accessed at night. 12: Outdoor fitness equipment: The existence of outdoor fitness equipment encourages the performance of physical activity for the aged population. Thus, the absence of fitness equipment can negatively affect this population sector (Chow, 2013).

13: Sport facilities: The availability of sport facilities in UFs is one of the recreational services most appreciated by visitors due to the positive impact that sports can have on physical and mental health. As a result, the absence of sports facilities, even for things such as walking or running, can be a negative factor when visiting an UF (Voigt, et al., 2014).

14: Rest areas: One of the activities most valued by UF visitors is the contemplation of nature, relaxation, rest, and reflection. It is therefore necessary that rest areas, in the form of benches or other types of equipment, be available (Vieira-Martins, et al., 2019). Together with the accessibility indicator, the availability of rest areas is one of the most important factors to be addressed in case that they are absent.

15: Maintenance/Cleaning: The new maintenance strategies of UFs indicate that cleaning/dirt avoidance actions are one of the most successful improvement measures towards sustainable maintenance (Granz and Boland, 2004) and user satisfaction (Voigt, et al., 2014).

2.2.3. Gray-Green-Blue Infrastructures' Indicators

In this category, indicators were established for all aforementioned characteristics of UFs that, either due to the structural arrangement of their components or their superficial extension, can impede a correct provision of ecosystem services. They contemplate the three spheres of infrastructures that may

be present in UF: blue, green, and gray. For the quantification of each indicator, i-Tree software was used. The i-Tree is a tool developed by the USDA Forest Service, and it is made up of different utilities that allow for the evaluation and quantification of the benefits and values that certain trees produce in urban environments (i-Tree User's Manual, 2016). The i-Tree Canopy tool is designed to estimate the percentage of vegetation cover and other cover classes within each study area. This tool places random points on Google Earth satellite images and determines the coverage class that the random point falls into. For our purposes, the following coverage categories were established: Tree/shrub cover and Grass/herbaceous surface (green infrastructure); Buildings and other gray infrastructure, Impervious soil (gray infrastructure); and Water elements in the form of small lakes, ponds, or ditches (which is different from the water points of the previous category) (blue infrastructure). The ranges to be applied to each indicator are presented in Table 3.3.

Table 3.3. Indicators proposed for checking the infrastructure category

	Canopy/Shadow provision¹⁶	Impervious soil¹⁷	Blue elements¹⁸	Grass surface¹⁹	Gray infrastructure²⁰
%					
Low	>60	<20	>10	<5	<10
Moderate	40-60	20-40	1-10	5-10	10-15
High	<40	>40	<1	>10	>15

16: Canopy/Shadow provision: To establish the range of values of this parameter, the percentage of continuous surface and the spatial configuration of the trees were considered. Due to the high temperatures that can be registered during the summer in Mediterranean cities, a value of 40% of surface covered with trees was established as a minimum value for the effect of UFs on thermal comfort to be effective (Moreno-García, 2019, Zhou et al., 2017).

17: Impervious soil: The high surface area of impervious soil in cities has been a cause of flooding and a decrease in water quality. The scale of values for this indicator was established on the basis that a waterproof coverage of 10% may increase up to 20% due to surface runoff (Flinker, 2010).

18: Blue elements: The existence of blue infrastructure in UFs has an effect on mitigating the urban heat island effect, but also on mitigating pollution by both biological and non-biological particulate matter. Its total absence or low surface coverage can, therefore, be a relevant disservice (Wu et al., 2018, Zuvela-Aloize et al., 2016).

19: Grass surface: The area covered with grass in areas with Mediterranean climate requires a large amount of water for maintenance, in addition to making it difficult for other species to form natural grasslands. A narrow range of values were established for the quantification of the service: an area greater than 10% of the total is sufficient for the applicable value to be the maximum (Alonso-Martínez, et al., 2014).

20: Gray infrastructure: In a general way, gray infrastructure is comprised of constructed assets that occupy land. Then, the larger the area covered by gray infrastructure in a park, the less effect it will have on the provision of ecosystem services (Forestry Commission, 2009).

2. Results

In this work, indicators were used to check the characteristics that may affect the provision of ecosystem services and user comfort in 24 UFTs in the city of Granada. Of the 24 selected UFs, 11 of them have a surface area of less than 10,000 m², which mainly includes typologies such as squares, tree alignments, boulevards, and pocket parks, and which are among the best represented in the city of Granada. The remaining UFs have an area that ranges between 13,500 (Quinta Alegre Garden) and 71,500 m² (García Lorca Park). This category includes some gardens, city parks, and the Bosque de Gomerez, one of the urban forests that surrounds the monument of La Alhambra. Regarding their management,

20 are managed by the Park and Garden Service of the Granada City Council, two are managed by the University of Granada (the Arboretum and the Botanical Garden of the Faculty of Law), and two are managed by the Board of the Alhambra (the Forest of Gomez and the Carmen de los Martires). The results obtained after applying the three categories of established indicators, Biodiversity, Accessibility / Facilities, and Infrastructure, are presented below.

2.1. Biodiversity Indicators

The application of the values assigned to each of the indicators of the Biodiversity category (Table 3.4) reveals that for indicator 1, most of the UFTs have an adequate species richness, with more than 10 different species in each, regardless of their typology. However, this is not transferable to the Shannon Diversity Index (indicator 2) since some parks have a value lower than 3, which can be considered as low diversity. In relation to the percentage of allergen-emitting species (indicator 3), it is notable that almost all types are above 30%, although this cannot be interpreted as a high Allergenicity Index Value for the UFTs as a whole. Regarding the percentage of toxic species (indicator 4), the presence in some spaces of several species with some toxic part, such as seeds (*Malus* spp., *Prunus* spp.), bark, leaves, flowers, fruits (*Melia azedarach*, *Ligustrum lucidum*, *Robinia pseudoacacia*, *Aesculus hippocastanum*), or the whole plant (*Schinus molle*, *Taxus baccata*) is noteworthy. The indicator on the number of invasive species (indicator 5) considers the presence of only two species as a high value. Although most UFTs do not contain any, or only one, the total list of species of all the parks includes some of those with the greatest invasive potential: *Acacia dealbata*, *Ailanthus altissima*, *Eleagnus angustifolia*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Gleditsia triacanthos*, and *Robinia pseudoacacia*. Closely related to this indicator is the percentage of non-native species (indicator 6), which is higher than 50% of all the species present in most of the green areas considered. The percentage of species emitting BVOCs (indicator 7) is also very high, which exceeds 30% of all species, with the most frequent being *Platanus x hispanica*, and several species of the *Populus* and *Quercus* genera, all of them highly

represented in the different types of UFs. Similar to the allergenicity indicator, moderate- to high-emission species were considered.

Table 3.4. Results obtained for the Biodiversity indicators of the different UFs

IND	AE	AP	BG	BGUBO	CC	CL	CM	CV	FN	FS	GA	GL	PC	PCO	PM	PS	PT	PV	QA	SF	TG	TM	TM
1	High	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate
2	Low	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate
3	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low
4	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate
5	Moderate	Low	High	Moderate	High	Moderate	Low	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High	Moderate	High
6	High	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low
7	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low	Low

AE: Albert Einstein Plaza; AP: Almunia Park; BG: Gomez Forest; BGU: University Botanical Garden; BO: Bola de Oro Park; CC: Carlos Cano Park; CL: Cruz de Lagos Park; CM: Carmen de los Martires Garden; CV: Carrera de la Virgen Park; FN: Fuentenueva Park; FS: Faculty of Sciences Arboretum; GA: Garcia Arrabal Park; GL: Garcia Lorca Park; PC: Concordia Plaza; PCO: Palace of Congresses Park; PM: Mariana Pineda Park; PS: Paseo del Salon Blvd.; PT: Trinidad Plaza; PV: Paseo del Violon Blvd.; QA: Quinta Alegre Garden; SF: San Fernando Plaza; TG: Triunfo Gardens; TC: Tico Medina Park; TMO: Tete Montoliu Park.

* Low ■ Moderate ■ High ■

2.2. Accessibility/Facilities Indicators

The factors checked in this category (Table 3.5) revealed that all UFTs have rest areas in the form of benches and rest places (indicator 14). Most UFTs (19 out of 24) are also accessible to population groups with reduced mobility, in which there are no obstacles to access or to have a walk inside (indicator 8). However, the absence of ramps and the presence of stairs in several UFs has a limiting effect. Poor cleaning (indicator 15) and the absence of night lightning (indicator 11) are important limitations in eight UFs, while the

absence of water elements (indicator 9), which includes drinking fountains, is shared by 10 spaces. The major deficiencies in the UFTs are the absence of playgrounds (indicator 10) or outdoor fitness facilities (indicator 12), which are absent in 16 and 18 UFs, respectively. These deficiencies may cause displeasure to both children and the elderly.

Table 3.5. Results obtained for the Accessibility/Facilities indicators of the different UFs

IND	AE	AP	BG	BGU	BO	CC	CL	CM	CV	FN	FS	GA	GL	PC	PCO	PM	PS	PT	PV	QA	SF	TG	TM	TMO
8	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
9	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
10	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
11	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
12	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
13	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
14	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
15	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

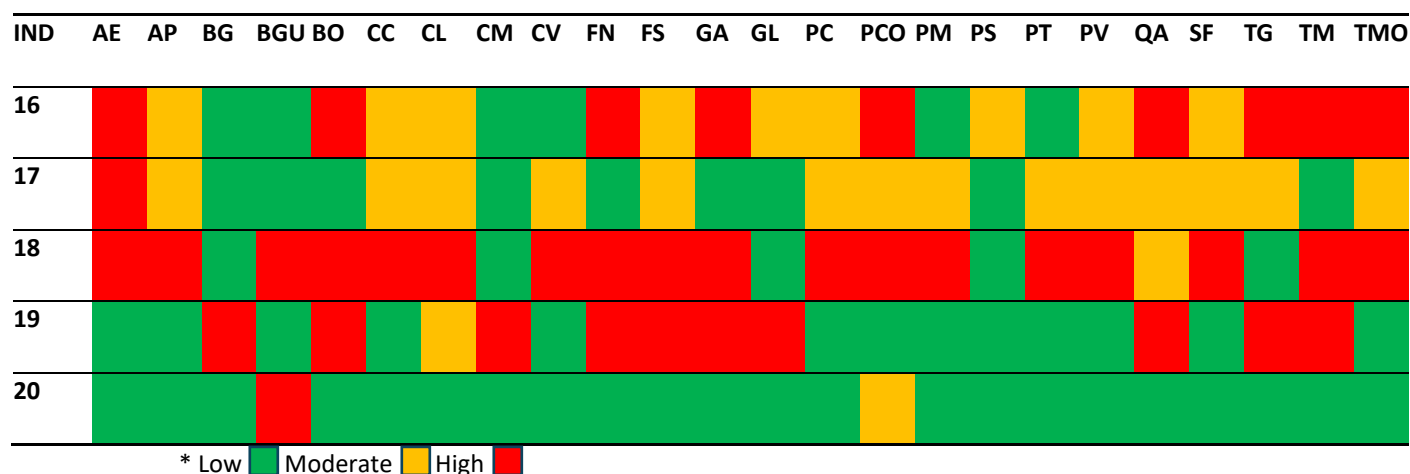
* Presence ■ Absence ■

2.3. Infrastructure Indicators

After applying the indicators related to infrastructure (Table 3.6), it was observed that water elements (indicator 18) are absent in 18 of 24 parks. The percentage of tree cover, that is, the continuous area covered by tree canopy (indicator 16), registers values of 60% of their total area. The percentage of impervious cover (indicator 17) is higher than 20% in 14 of out 24 UFs, but it reaches more than 40% in areas such as Albert Einstein Plaza. Although the majority of UFs have a grass coverage of less than 5% (indicator 19), in some, such as Gomez Forest, Bola de Oro Park, Fuentenueva Park, Garcia Arrabal Park, Garcia

Lorca Park, Triunfo Gardens, and Gardens, and Tico Medina Park, there are lawn areas greater than 10% of the total area. The existence of gray infrastructure elements is quite low, and it is only relevant in the University Botanical Garden, due to its location attached to the Faculty of Law and is moderate in the park surrounding the Palace of Congresses Park, where this building represents most of the gray infrastructure present.

Table 3.6. Results obtained for the Infrastructure indicators of the different UFs



3. Discussion

In this work, we proposed indicators that allow for a preliminary check on the state of some of the functions and services provided by the UFTs of a medium-sized Mediterranean city. For this, a series of measurable values were assigned to 20 parameters of different categories, so that they can be applied in a simple way and be easily interpreted by experts and non-experts (Segnestam, 2003). This proposal is inspired by other existing ones in which both ecosystem services and disservices were quantified through models, direct measurements, or from the reviewed scientific literature (De Groot, et al., 2002, von Döhren and Haase, 2019, Escobedo, et al., 2011). In this case, we adjusted the indicators to the particularities and idiosyncrasies of Mediterranean cities, characterized by their compactness, population density, and vulnerability to the effects of climate change (MedECC, 2021). The list of indicators of the existing services in UFTs aims to be an easy-to-

use tool that highlights the improvement actions necessary to reinforce the role of green areas in the framework of a sustainable and resilient city (Maes, et al., 2019).

For the assessment of disservices, 24 urban forests of different types were selected, which are the most characteristic of the Mediterranean region in which historical urban development has generated compact model cities with high population densities and little green area (Salvati and Morelli, 2014). In this framework, spaces with a surface area greater than 10,000 m² are particularly relevant, represented in our list by City Parks, which have been identified as one of the urban forest types with the greatest significance to address some of the most important challenges at local and global level (Salbitano, et al., 2016, Borelli, et al., 2018). However, if there is one type of urban forest that should stand out for its eminent Mediterranean character, it is the small plaza types and squares (also called pocket parks). These spaces have a surface area of less than 1 hectare, are accessible, safe, and attractive, and allow people to carry out a large number of socialization and recreation activities (Adinolfi, et al., 2014, Martí, et al., 2017). Their abundance in numerous cities (for example, more than 90% of existing public green areas in Granada (Delgado-Capel and Cariñanos, 2020), and their location in historic city centers (Martí, et al., 2017; Oktay, 2020) mean that a special focus should be made to review and fine-tune all those aspects that are affecting the provision of ecosystem services. The important demographic challenges that the Mediterranean region must face in the coming decades, with intra- and inter-country migratory flows and the region's vulnerability to climate change (Cariñanos, et al., 2019), should accelerate the planning of operational measures that make UFTs healthier, more visible, inclusive, cohesive, aesthetic, equitable, enjoyable, and, ultimately, sustainable places.

The 20 indicators were grouped into three categories to plan improvement joint interventions. In the category of Biodiversity indicators, it is evident that the emitting capacity of allergens and BVOCs of different plant species was not considered when selecting the species that form urban forests. Both services need urgent mitigation measures given their impact on health and the environment (Cariñanos and Casares-Porcel, 2011). Some authors point out the diversification of the flora, the selection of

individuals/strains with low pollen production, proper management, and knowledge of the functional traits of the species as solutions for reducing the impact of emissions of allergens and BVOCs (Lyytimäki, 2017, Cariñanos and Casares-Porcel, 2011, Ren et al., 2017, Grote, et al., 2016). The percentage of toxic and/or poisonous species in UFs does not represent a serious problem, since the most vulnerable groups have been adequately warned (Mănescu, et al., 2019).

Several species used in UGI have invasive behavior and their use should be discontinued. They should be identified and controlled in nurseries to avoid their incorporation into UGI elements, and a specific and proactive handling of the specimens that are already installed in UFs are some of the actions to be carried out to avoid the spread and incorporation of new invasives (Calfapietra, et al., 2013). Priority attention should be paid to species such as *Ailanthus altissima*, already mentioned as one of the most invasive species in the Mediterranean region, and whose colonization in vulnerable ecosystems is considered an important threat to native species (Constán-Navas, et al., 2010).

The Accessibility/Facilities block includes indicators that can improve the well-being and satisfaction of UFT users, although there are important differences between the spaces considered in this study. Thus, while in most of these spaces there are rest areas, mainly seats, and they are accessible to people with motor disabilities, playgrounds and fitness facilities are absent in a good number of them. These Park facilities have been shown to have a multifunctional role as elements for socialization and health within the framework of sustainable cities (Abdelhamid and Elfakharany, 2020), so their incorporation into the design should be considered a priority in all those UFTs that have a primary social function, which would include those of the City Parks, Boulevards, and pocket parks located both close to historic districts and in new neighborhoods to serve a wide range of social groups. The installation of water elements is also urgent, specifically in the form of drinking fountains due to the impact that climate change may have in the Mediterranean region, where a significant increase in temperature and greater frequency and intensity of heat waves are expected (Jiménez-Delgado and Lloret, 2019). The amount and area of the blue points (water) identified in most of the green spaces are not significant in ecological terms,

since these points are not usually large enough to influence the local temperature of the studied areas. These water points have aesthetic purposes or come in the form of drinking fountains and, therefore, it is not considered that they could ameliorate urban heat island events. It is also important to review the current water services so that they can be used safely in situations such as those generated by the COVID-19 pandemic (TNI, 2021).

Two indicators that are included in this block deserve particular attention: poor cleaning and the absence of night lightning. Cleaning or proper management of public spaces is one of the most valued services when surveys of the user population are carried out (Ayala-Azcárraga, et al., 2019, McCormack, et al., 2010). Therefore, the presence of dirt derived from poor cleaning is a clear negative factor. In our study, it was observed that those UFTs furthest away from the Historic Center are those with the most garbage and plastic bottles on the ground. Full bins, graffiti, and animal feces are also common in these areas. The improvement of this service implies a greater investment of human and economic resources on the part of the Municipal Parks and Gardens Maintenance Services, which, in most cases, it does not have the capacity or flexibility to modify the traditional handling and maintenance actions that have been carried out for a long time (Dempsey and Burton, 2012). However, perhaps now is the time to plan new management perspectives in which not only aesthetic and cultural services predominate but also align as closely as possible to the natural dynamics of these urban ecosystem components (Duinker, et al., 2019).

Security, specifically the lack of security in parks that are poorly lit at night, is one of the issues most frequently pointed out by the surveyed population. Walking or crossing isolated parks, at night and with poor lighting, are some of the main attributes that evoke fear of crime in public urban parks. Individual factors such as gender and past experiences compound this problem (Maruthaveeran and van den Bosch, 2014; Tandogan e Ilhan, 2016). In our study, adequate night lighting is absent in some of the UFTs that usually close access for night visitors, such as the Faculty of Sciences, the University Botanical Garden, or the Quinta Alegre Garden, but also others that are in very populated districts such as the Cruz de Lagos Park, the Carlos Cano Park, or the Fuentenueva Park, in which these lighting characteristics should be reviewed.

The infrastructure indicators contemplate the presence and extension of the elements corresponding to the green, blue, and gray spheres. One of the most outstanding disservices is that of the blue elements in the form of small lakes, ponds, or monumental fountains. Although the presence of water elements has been a historical tradition closely linked to Mediterranean gardens, brought to their maximum splendor with the Italian Renaissance water gardens (Toribio-Marín, 2016), their presence in current UFs has been greatly reduced. One of the reasons for this reduction is the importance of the water economy in the management of green areas, which is being imposed throughout the region as a result of the growing water deficit. This requires the implementation of new strategies for efficient water management, both to irrigate the spaces and to retain rainwater (Pérez-Igualada, 2016).

Closely related to this indicator are indicators 17 and 19, related to the percentage of impervious soil and surface area covered with grass. The amount of impermeable soil in UFTs is the origin of several important disservices such as the increase in runoff during periods of intense rainfall (Flinker, 2010) or the exacerbation of the urban heat island effect (Hua, et al., 2020). Given the climate scenario forecasts for the Mediterranean region, with estimated temperature increases of up to 2 °C and a reduction of 30% in average annual precipitation (AEMET-OECC, 2018), a transformation of these impervious surfaces into permeable soil is not only necessary but also urgent. On occasions, substituting compacted pavements with permeable pavements could lead to economic savings, with a significant return on investment when balancing costs due to flooding and replacement costs (Ferguson, 2018).

Regarding grass-covered areas, the progressive substitution of grass lawns by covers of native species with less water requirements is a debate already open in cities with Mediterranean climate (Alonso-Martínez, et al., 2014, Ayuntamiento de Barcelona, 2016). Among the main Nature-based Solutions for the sustainable management of urban parks, the naturalization of the current lawns and grasslands is being contemplated, allowing for the introduction of native species that are better adapted to the prevailing climatic and ecological conditions (Alonso-Martínez, et al., 2014, Jiménez-Alfaro, et al., 2020). The

provision of ecosystem services, such as the conservation and improvement of biodiversity, the attraction of pollinators, the improvement of soil microorganisms, and the reinforcement of the population dynamics of the vegetation, would significantly mitigate the impact of the current disservice.

Finally, the results obtained for indicator 16, which establishes the percentage of continuous surface covered by tree canopy, were analyzed. This indicator can have different interpretations, since it is a value that is used for the assessment of ecosystem services, such as the mitigation of air pollution (Nowak and Heisler, 2010) or the reduction of the kinetic impact of raindrops (Li et al., 2019). In our case, since the purpose was to carry out a check on the current state of UFs and its immediate effect on the comfort of users, we associated the canopy percentage to the provision of shade, since one of the characteristics that can most prevent visits to UFs is the lack of thermal comfort. Our results have revealed that more than half of the UFs in Granada have a tree canopy of less than 40%, which is why they would also have a deficit in terms of the provision of shade. In the Mediterranean region, where the number of hours of sunshine/year is higher than 2500 (Peel, et al., 2007) and UV radiation is one of the highest on the planet (Pantavou, et al., 2017), the shaded spaces under tree canopies become authentic oases of shelter for a good number of hours a day (Li et al., 2018). These shaded spaces have also been shown to have a restorative effect on the mental health of the population, and to be cohesive and socializing elements in neighborhoods (Oliveira, et al., 2014). An improvement measure would entail the transformation of the extensive area of impervious soil that many of the parks have into a useful area for tree planting. This action would, in turn, take part in the greening process that many cities are undertaking as an urban resilience reinforcement measure, to address the impacts of climate change more adequately.

4. Conclusions

In this work, a series of indicators are proposed that allow for the status of some functions and services provided by urban forests of different typology to be checked. This work is extremely important since it allows for the evaluation of different future alternatives

for better adaptation to climatic scenarios, urban growth, and population needs, which stakeholders can use in their decisions. Knowing the status of UFTs is an indicator of sustainable cities, where the management of public areas and ecosystem services, together with good environmental policies and development plans, are essential in areas affected by climate change, as is the case of Mediterranean cities.

Compact cities, such as Mediterranean urban areas with high population densities and a scarcity of green spaces, may have better urbanization plans in which, if the increase in urban green areas is not possible, there is the possibility of improving the quality of the green areas that already exist. Addressing the deficiencies of these areas based on the 20 proposed indicators may result in an improvement in aspects like the thermal comfort for the population or a reduction in cases of allergenicity.

It is also important to note that the selection of native arboreal species is important for maintenance costs. In those green spaces with a typology of city and pocket parks whose purpose is to provide recreation, it is important to visualize the aspects of improving accessibility and infrastructure facilities so that they can be used by all segments of the population. Likewise, it is not only the lack of blue infrastructure but considering their size and location within green areas would improve temperature and humidity.

The high percentage of impermeable soil is an aspect to be highlighted, since although it is necessary in some areas for accessibility, impervious areas were also found without any purpose, which could be replaced with vegetation, which allows for the filtration of rainwater. This is related to the fact that more than half of the UFTs studied have a percentage of less than 40% tree canopy. This lack of tree canopy is directly related to problems in mitigating urban heat islands and capturing polluted air.

Adopting strategies that are focused on future climate scenarios in Mediterranean cities is a key element in adapting public spaces to mitigate their own negative impacts on human health and ecosystem services. Therefore, the proposed set of indicators allows for a general assessment of the readiness of UFTs in Mediterranean cities to face the important climatic, social, and ecological challenges in the near future.

3.2 Estado del arte de la infraestructura verde de la Alcaldía de Tlalpan

Antecedentes históricos

El nombre de Tlalpan está formado por dos raíces náhuatl, *Tlalli* que significa tierra y *Pan*, que significa encima o sobre, por lo que su nombre significa “Encima de la Tierra o en Tierra firme”. Los asentamientos arqueológicos más antiguos son el de Cuicuilco, el pueblo de San Miguel Ajusco, Topilejo y otros pueblos donde se dieron los asentamientos humanos más antiguos del Valle de México. El desarrollo de esa sociedad fue interrumpido en el año 100 a. C., por la erupción del volcán Xitle, por lo que hubo grandes migraciones hacia otras partes del Valle de México (Hernández, 2006).

Durante el periodo de la Independencia de México, Tlalpan pertenecía a la jurisdicción del Estado de México, sin embargo, en 1855 se incorpora al Distrito Federal (ahora Ciudad de México). En 1970 el Distrito Federal se dividió en 16 delegaciones (ahora Alcaldías), y fue delimitada como la más grande en territorio de todo el Distrito Federal (Hernández, 2006).

Actualmente, Tlalpan comprende ocho pueblos rurales (San Pedro Mártir, San Andrés Totolpec, San Miguel Xialco, la Magdalena Petlascalco, San Miguel Ajusco, Santo Tomás Ajusco, San Miguel Topilejo y Parres), tres pueblos en zonas urbanas (Chimalcoyoc, Santa Úrsula Xitle y San Lorenzo Huipulco), posteriormente aparecieron otras localidades (Héroes de Padierna, Valle Verde, Caseta y San Nicolás Totolapan). Además, la Alcaldía de Tlalpan comprende 7 barrios, 51 colonias, 22 unidades habitacionales y 13 fraccionamientos (Hernández, 2006).

Asimismo, la Alcaldía de Tlalpan tiene el conjunto de infraestructura de salud más importante de México. La zona de hospitales de Tlalpan tiene un conjunto de nueve Institutos Nacionales de Salud, en el cual se realizan investigaciones científicas en el ámbito de la salud, la formación y capacitación de recursos humanos y la prestación de servicios de

atención médica de alta especialidad. Estos Institutos Nacionales de Salud son el Instituto Nacional de Cancerología, Instituto Nacional de Cardiología, Instituto Nacional de Ciencias Médicas y Nutrición, Instituto Nacional de Enfermedades Respiratorias, Instituto Nacional de Medicina Genómica, Instituto Nacional de Neurología y Neurocirugía, Instituto Nacional de Psiquiatría, Instituto Nacional de Salud Pública y el Instituto Nacional de Rehabilitación (Secretaría de Salud, 2010).

La Alcaldía de Tlalpan, como en el resto de las Alcaldías, tiene atribuciones en materias de gobierno y régimen interior, obra pública, desarrollo urbano y servicios públicos, movilidad, vía y espacios públicos, desarrollo económico y social, cultura, recreación y educación, asuntos jurídicos, rendición de cuentas, protección civil y participación de derecho en el Cabildo de la Ciudad de México (Alcaldía Tlalpan, 2018).

Uso de suelo:

En Tlalpan el 12% del suelo, pertenece a suelo urbano, ya que Tlalpan es una de las Alcaldías con más suelo de conservación tiene en su territorio (Alcaldía de Tlalpan, s.f.). Dentro del suelo urbano las áreas verdes urbanas, las cuales ocupan una superficie de 456.61 ha, lo que corresponde al 9.09% del suelo urbano de la Alcaldía. Dicha superficie comprende dos Áreas Naturales Protegidas (Bosque de Tlalpan y Fuentes Brotantes), el Parque Ecoarqueológico de Cuicuilco, el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre y las áreas verdes menores (jardines, camellones, gloriets) ubicadas dentro del suelo urbano. Tlalpan cuenta con 41 camellones (506,441 m²) y 40 jardines (321,932 m²) que ocupan el 1% y el 0.64% respectivamente de la zona urbana. Estas áreas, en particular las áreas mayores, se han visto afectadas por la contaminación del aire, suelo y agua, la deforestación y en algunos casos, por la invasión del suelo natural por asentamientos humanos irregulares (GODE, 2010a).

Con base al último inventario realizado en 2017, la Alcaldía de Tlalpan tiene 9.6 m²/habitante de áreas verdes urbanas, que está por encima de los 7.5 m²/ habitante del promedio de la Ciudad de México (Tabla 3.7)

La Alcaldía cuenta con 5,023 ha de suelo urbano, en donde 298.80 ha son de áreas verdes pertenecen a áreas verdes urbanas, tales como el Boque de Tlalpan, Fuentes Brotantes, Loreto y Peña Pobre y la Zona Arqueológica de Cuicuilco), las restantes 4,472.66 ha corresponden a usos urbanos de plazas, parques, jardines, centros deportivos, habitacionales, comerciales e industriales. En este uso urbano se encuentran aproximadamente 180 plazas, parques y jardines (GODF, 2010b).

Tabla 3.7. Áreas verdes en suelo urbano de la Alcaldía de Tlalpan

Superficie de suelo urbano (Km ²)	Población		Total de áreas verdes	Arbolado	Pastos/Arbustos	Área verde urbana m ² /habitante
	# habitantes	Densidad (hab/Km ²)	Superficie (m ²)	Superficie suelo urbano	ocupada en (%)	
48.12	677,104	14	6,530,744	81.6	18	9.6

Calidad de arbolado:

Existen una serie de factores que deterioran el estado del arbolado, tales como el derribo de árboles sin contar con la autorización correspondiente, derribo de árboles por obra pública, podas mal realizadas o desmoches, podadores no certificados ni capacitados, poda de raíces al hacer mantenimiento de banquetas, vandalismo en árboles, afectación por plagas, falta de riego o mantenimiento, falta de resarcimiento cuando se retira un área verde o árboles (PAOT, 2018).

En la Alcaldía de Tlalpan la afectación más evidente es la propagación del muérdago (*Cladocolea loniceroides*, *Phoradendron velutinum* y *Struthanthus interruptus*), ya que ha

afectado a miles de árboles, de los cuales se ha atendido el 36% de los árboles afectados (Gobierno de Tlalpan, 2022; Arriola-Padilla, et al., 2013).

Actualmente se realiza el mantenimiento de más de aproximadamente 90 espacios verdes como jardineras, camellones, parques y espacios públicos para el cuidado del arbolado urbano en Tlalpan. En estos espacios públicos se han sembrado 300 árboles endémicos. Se reporta que se han plantado un promedio de 50 árboles en cada parque rehabilitado (Gobierno de Tlalpan, 2022).

El mantenimiento de áreas verdes en parques, jardines, camellones, plazas y espacios públicos para su conservación, poda, riego y limpieza tiene un presupuesto anual de \$13,821,924.75 MXN, el equivalente aproximado de \$812,487.29 dólares (Gobierno de la CDMX, 2023).

3.3 Identificación y estimación de los principales servicios y diservicios ecosistémicos que generan las áreas de estudio

Comprender la estructura y la función de las áreas verdes urbanas puede ayudar a promover mejores decisiones de gestión que mejoren la calidad de la salud de los habitantes y la calidad ambiental. La estructura de las áreas verdes urbanas, tales como las especies, el diámetro y el área foliar sirven como indicadores de la salud de estas áreas. Las funciones son la contribución de estas áreas verdes urbanas al ecosistema, tales como, la mitigación de la contaminación atmosférica, secuestro y almacenamiento de carbono y la escorrentía evitada.

A continuación, se expondrán en conjunto los resultados de las características generales de 2,604 árboles en todas las áreas verdes urbanas estudiadas, tales como, la composición de las especies, los tipos de clase de diámetro a la altura de pecho (DAP) y el porcentaje de la población de árboles por área de origen. Posteriormente se describirán por separado el área foliar, la mitigación de la contaminación atmosférica, el secuestro y almacenamiento

de carbono, la producción de oxígeno, la prevención de escorrentía y los posibles riesgos de impactos por plagas.

Caracterización de los árboles de las áreas de estudio:

Especies de árboles de las áreas de estudio

En el inventario de todas las áreas verdes urbanas estudiadas se encontraron 9 especies de árboles en el parque Benito Juárez; 26 especies en el parque Cuauhtémoc, 21 especies en el Parque Nacional de Fuentes Brotantes; 36 especies en el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre; 18 especies en el parque Toriello Guerra; y 29 especies en las zonas arboladas aledañas a la zona de hospitales. Las especies más representativas se muestran en la Figura 3.2.

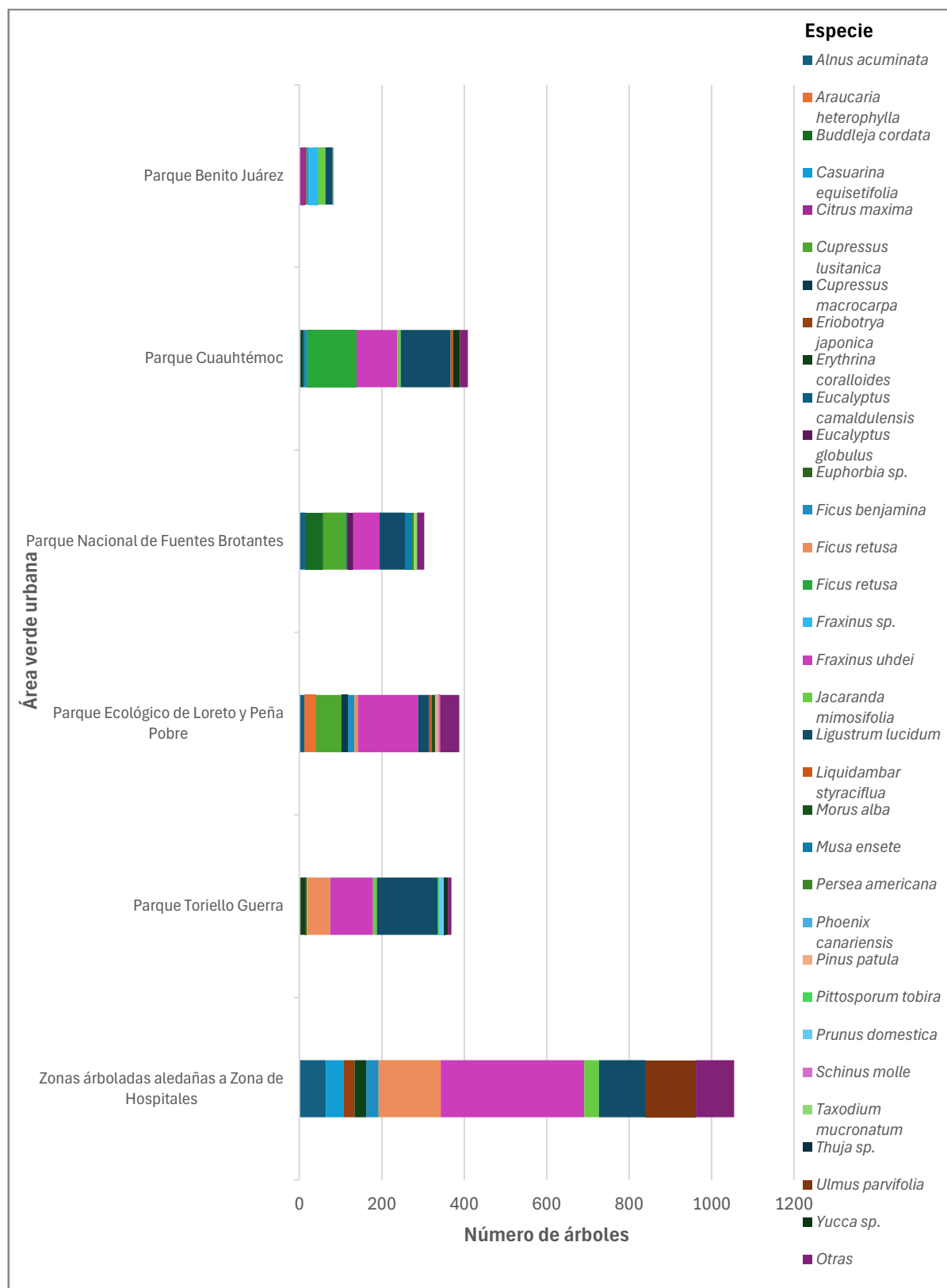


Figura 3.2. Especies de árboles en cada área verde urbana estudiada

El parque Benito Juárez cuenta con 0.24 ha, ubicado en Calzada de Tlalpan y construido en 1972. Es un pequeño parque tipo pocket, con mobiliario básico tales como bancos y basureros. Este parque se compone de 82 árboles con una cobertura del 121%, lo que quiere decir que, el dosel de los árboles sobresale de la delimitación del propio parque. Todos los árboles están plantados en suelo urbano. Las tres especies más comunes son las del género *Fraxinus* sp. con 23 árboles (28%), *Jacaranda mimosifolia* con 18 árboles (22%) y *Ligustrum lucidum* con 17 árboles (20.7%).

El parque Cuauhtémoc cuenta con 1.15 ha, ubicado en Puente de Piedra 20, Colonia Toriello Guerra, Tlalpan y construido en 1929. Es un parque vecinal, con mobiliario tales como bancos y basureros, también cuenta con una zona para hacer ejercicio, zona de juegos infantiles, así como un kiosco. Este parque se compone de 407 árboles con una cobertura arbórea del 95.7%. Todos los árboles están plantados en suelo urbano. Las tres especies más comunes son *Ligustrum lucidum* con 121 árboles (29.7%), *Ficus retusa* con 121 árboles (29.7%) y *Fraxinus uhdei* con 99 árboles (24.3%).

El Parque Nacional de Fuentes Brotantes cuenta con 15.26 hectáreas, ubicado en Avenida de las Fuentes 504, Colonia Fuentes Brotantes, Tlalpan e inaugurado en 1936 como parque Nacional. Es un parque Distrital, equipado con área de juegos infantiles, zona de alimentos (cafeterías), un pequeño lago y cuyo objetivo principal es conservar los manantiales que se encuentran dentro del recinto. Debido a la extensión del parque, se optó por muestrear 30 parcelas, en donde se recopilaron los datos de 303 árboles. El modelo i-Tree Eco estimó que en el parque hay un total de 3,609 árboles con una cobertura arbórea del 47%. Las tres especies más comunes son *Fraxinus uhdei* con 65 árboles (21%), *Ligustrum lucidum* con 62 árboles (21%) y *Cupressus lusitánica* con 57 árboles (19%).

El parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre cuenta con 2 ha, ubicado en Avenida San Fernando 765, Colonia Manantial Peña Pobre, Tlalpan y fue decretada parque ecológico en 1991. Es un parque vecinal, con mobiliario como bancos, basureros, un circuito para caminar, zona de comida y una zona de talleres infantiles. Este parque se compone de 388 árboles con una cobertura arbórea de 113%, lo que quiere decir que, el dosel de los árboles

supera la delimitación del propio parque. Todos los árboles están plantados en suelo urbano. Las tres especies más comunes son *Fraxinus uhdei* con 146 árboles (38.9%), *Cupressus lusitánica* con 63 árboles (16.2%) y *Araucaria heterophylla* con 28 árboles (7.2%).

El parque Toriello Guerra cuenta con 1.16 ha, ubicado entre las calles de Peña Pobre, Ajusco y Luis G. Inclán Chimalcoyotl, Colonia Toriello Guerra, Tlalpan y fue construido en 1940. Es un parque vecinal, con mobiliario tales como bancos, basureros y zona de juegos infantiles. Este parque se compone de 369 árboles con una cobertura arbórea del 56.4%. Todos los árboles están plantados en suelo urbano. Las tres especies más comunes son *Ligustrum lucidum* con 148 árboles (40.1%), *Fraxinus uhdei* con 104 árboles (28.1%) y *Ficus retusa* con 57 árboles (15.4%).

Las avenidas arboladas aledañas a la zona de hospitales cuentan con 49 hectáreas y está delimitada por las avenidas Calzada de Tlalpan, Periférico Sur, Viaducto Tlalpan y avenida San Fernando, Tlalpan. La zona de hospitales se empezó a construir en 1934 con el primer hospital para tuberculosis, que posteriormente dio paso al Instituto Nacional de Enfermedades Respiratorias y posteriormente fue creciendo con el establecimiento de otros Institutos Nacionales de Salud Pública. En esta zona se encontraron 1,055 árboles con una cobertura arbórea de 8.8%. Todos los árboles están plantados en suelo urbano. Las tres especies más comunes son *Fraxinus uhdei* con 348 árboles (33%), *Ficus retusa* con 151 árboles (14.3%) y *Ulmus parviflora* con 122 árboles (11.6%).

Diámetro a la altura del pecho (DAP)

En la Figura 3.3 se observan los porcentajes de cada una de las clases de DAP en las áreas verdes urbanas estudiadas. Estas clases de DAP están determinados por el modelo i-Tree Eco, siendo de 6 a 15.2 cm la clase más pequeña, hasta diámetros mayores a 121.9 cm.

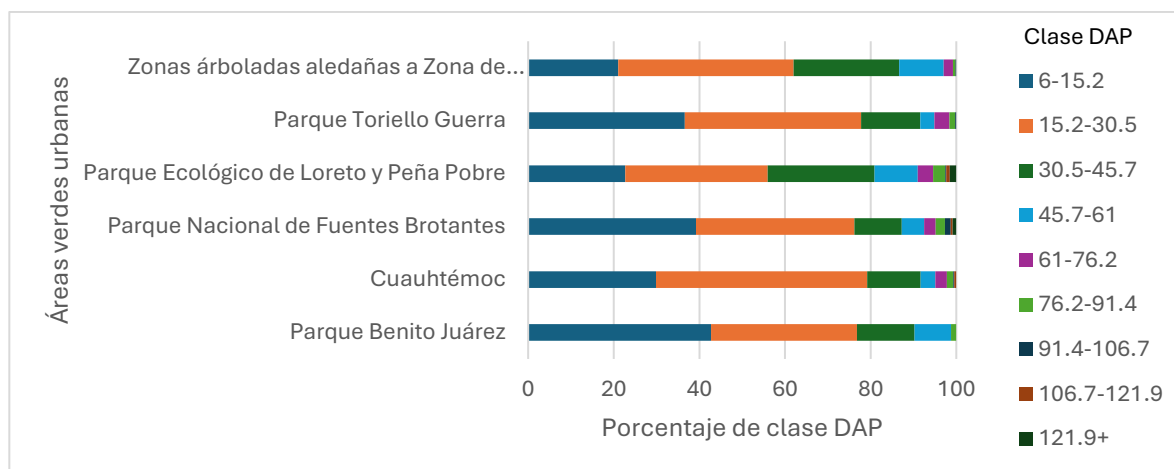


Figura 3.3. Porcentaje de la población de árboles por clase de diámetro a la altura de pecho a 1.3 m

En el parque Benito Juárez, el 42.6% de los troncos medidos respecto al DAP tenían un diámetro de entre 6 y 15.2 cm, seguido de un 34.1% aquellos que medían entre 15.2 y 30.5 cm, en tercer lugar, con un 13.4% aquellos troncos que medían entre 30.5 y 45.7 cm, un 8.5% aquellos troncos que medían entre 45.7 y 61 cm y finalmente solo un 1.2% superiores a 76.2 y 91.4 cm.

En el parque Cuauhtémoc, el 29.8% de los troncos medidos respecto al DAP tenían un diámetro entre 6 y 15.2 cm, el 49.3% medían entre 15.2 y 30.5 cm, 12.4% medía entre 30.5 y 45.7 cm, 3.4% medía entre 45.7 y 61 cm, 2.6% medía entre 61 y 76.2 cm, 1.4% medía entre 76.2 y 91.4 cm, 0.24% medía entre 91.4 y 106.7 cm y 0.48% medía entre 106.7 y 121.9 cm.

En el parque Nacional de Fuentes Brotantes, el 39.2% de los troncos medidos respecto al DAP tenían un diámetro entre 6-15.2 cm, el 37% medían entre 15.2-30.5 cm, 11% medía entre 30.5-45.7 cm, 5.2% medía entre 45.7-61 cm, 2.6% medía entre 61-76.2 cm, 2.2% medía entre 76.2-91.4 cm, 1.3% medía entre 91.4-106.7 cm, 0.4% medía entre 106.7-121.9 cm y un 0.8% medía más de 121.9 cm.

En el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre, el 22.6% de los troncos medidos respecto al DAP tenían un diámetro entre 6 y 15.2 cm, el 33.24% medían entre 15.2 y 30.5 cm, el 25% medía entre 30.5 y 45.7 cm, el 10% medía entre 45.7 y 61 cm, el 3.6% medía

entre 61 y 76.2 cm, el 2.83% medía entre 76.2 y 91.4 cm, el 0.25% medía entre 91.4 y 106.7 cm, el 0.77% medía entre 106.7 y 121.9 cm y el 1.54% medía más de 121.9 cm.

En el Parque de Toriello Guerra, el 36.5% de los troncos medidos respecto al DAP tenían un diámetro entre 6 y 15.2 cm, el 41.1% medían entre 15.2 y 31.5 cm, 13.8% medía entre 30.5 y 45.7 cm, 3.2% medía entre 45.7 y 61 cm, 3.5% medía entre 61 y 76.2 cm, 1.3% medía entre 76.2 y 91.94 cm y 0.2% medía entre 91.4 y 106 cm.

En las Avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales, el 21% de los troncos medidos respecto al DAP tenían un diámetro entre 6 y 15.2 cm, el 40.9% medían entre 15.2 y 30.5 cm, el 24.6% medía entre 30.5 y 47.7 cm, el 10.4% medía entre 45.7 y 61 cm, el 2.1% medía entre 61 y 76.2 cm, el 0.5% medía entre 76.2 y 91.4 cm y 0.1% medía entre 91.4 y 106.7 cm.

Origen de las especies de árboles

Las áreas verdes urbanas suelen estar compuestos por diversas especies de árboles, tanto nativas como exóticas. La diversidad de árboles puede minimizar el impacto por plagas o enfermedades, pero también puede presentar un riesgo para las especies nativas, si alguna de las especies exóticas se comporta de manera invasiva. En la Figura 3.4 se muestran las áreas de origen de las especies encontradas en cada área verde urbana estudiada.

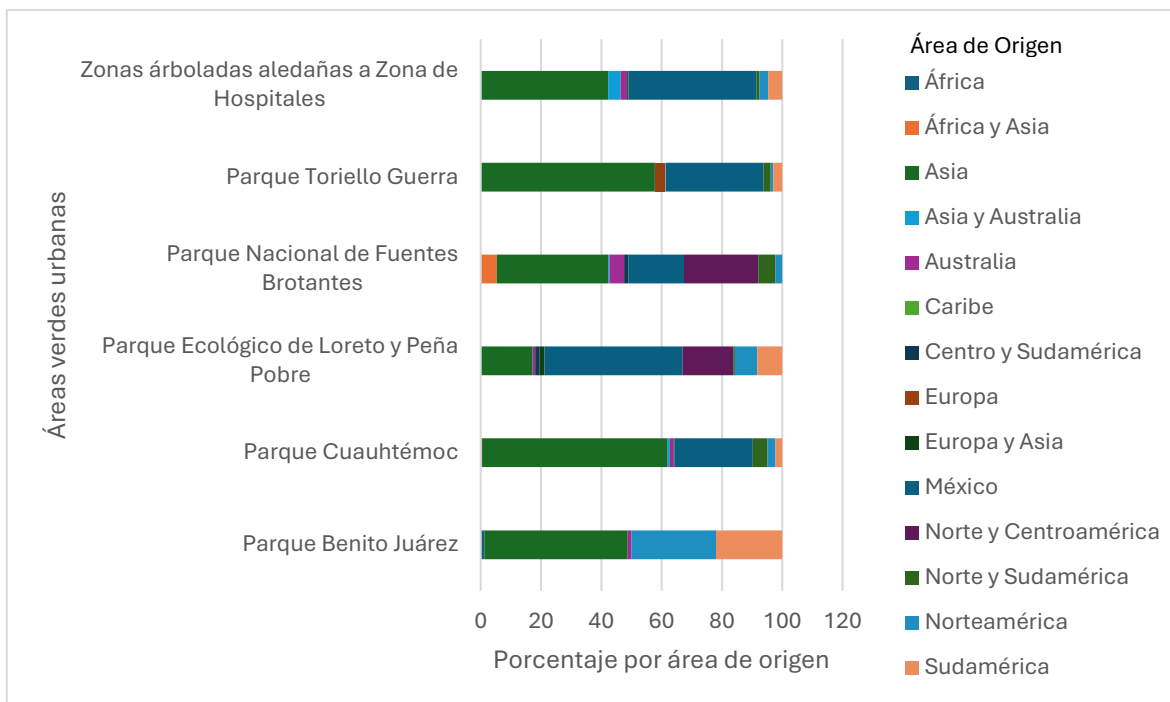


Figura 3.4. Porcentaje de la población de árboles por área de origen

En el parque de Benito Juárez no se encontró ninguna especie nativa de México, pero sí de Norte América (*Fraxinus sp.*) con 23 árboles. La mayoría de las especies encontradas son de origen asiático (*Citrus máxima*, *Eriobotrya japónica*, *Ficus benjamina*, *Ligustrum lucidum* y *Morus alba*) con 39 ejemplares, de origen sudamericano (*Jacaranda mimosifolia*) con 18 ejemplares, un ejemplar de origen australiano (*Eucalyptus camaldulensis*) y un ejemplar de origen africano (*Phoenix canariensis*).

En el parque Cuauhtémoc el 61.5% de los árboles son de origen asiático con 250 ejemplares (*Ficus benjamina*, *Ficus elástica*, *Ficus retusa*, *Ligustrum lucidum* y *Prunus pérsica*), 25.9% tienen su origen en México con 106 ejemplares (*Erythrina coralloides*, *Fraxinus uhdei*, *Pinus teocote* y *Quercus rugosa*), un 4.9% tienen su origen desde Norteamérica hasta Sudamérica con 20 ejemplares (*Cupressus lusitanica*, *Prunus serótina* y *Yucca sp.*), un 2.6% fue de Origen Norteamericano (considerando desde Estados Unidos hasta México) con 11 ejemplares (*Agave sp.*, *Liquidambar styraciflua*, *Pinus radiata* y *Washingtonia robusta*), 2.2% fueron de origen Sudamericano con 9 ejemplares (*Jacaranda mimosifolia* y *Schinus terebinthifolius*), 1.2% fue de origen australiano con 5 ejemplares

(*Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus globulus*), 0.73% tuvieron su origen en Asia y Australia con 3 ejemplares (*Casuarina equisetifolia*).

En el parque Fuentes Brotantes el 37% de los árboles son de origen asiático con 84 ejemplares (*Fraxinus uhdei*, *Eriobotrya japonica* y *Ligustrum lucidum*), el 24.6% tienen su origen desde el Norte hasta Centroamérica (*Cupressus lusitánica* y *Yucca sp.*), 18.5% tienen su origen en México (*Persea americana*, *Taxodium mucronatum* y *Buddleja cordata*), 5.7% tienen su origen desde Norte hasta Sudamérica (*Alnus acuminata*), 5.2% tienen su origen en África y Asia (*Musa ensete* y *Ricinus communis*), 4.8% tienen su origen en Australia (*Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus camaldulensis*), 2.2% tienen su origen en Norteamérica (*Prunus serótina*, *Liquidambar styraciflua* y *Pinus radiata*) y 1.3% tienen su origen en Centro y Sudamérica (*Schinus molle*).

En el parque ecológico Peña Pobre el 45.8% de los árboles son de origen mexicano con 178 ejemplares (*Alnus acuminata*, *Buddleja cordata*, *Erythrina coralloides*, *Fraxinus uhdei*, *Persea americana*, *Pinus cembroides*, *Pinus patula*, *Quercus rugosa* y *Taxodium mucronatum*), 17.2% fueron de origen asiático con 67 ejemplares (*Citrus aurantifolia*, *Citrus aurantium*, *Citrus limon*, *Eriobotrya japonica*, *Ficus benjamina*, *Ficus carica*, *Ficus elástica*, *Ficus retusa*, *Ligustrum lucidum* y *Morus alba*), 16.7% son originarios de Norte y Centroamérica con 65 ejemplares (*Cupressus lusitánica* y *Yucca sp.*), 8.2% fue de origen en Sudamérica con 32 ejemplares (*Araucaria heterophylla* y *Jacaranda mimosifolia*), 7.4% de origen en Norteamérica con 29 ejemplares (*Cupressus macrocarpa*, *Juniperus deppeana*, *Liquidambar styraciflua*, *Pinus radiata* y *Prunus americana*), 1.5% de origen Centro y Sudamérica con 6 ejemplares (*Schinus molle*) y 1.5% de origen Europa y Asia con 6 ejemplares (*Cupressus sempervirens* y *Prunus domestica*).

En el parque Toriello Guerra el 57.7% fueron de origen asiático con 213 ejemplares (*Eriobotrya japonica*, *Ficus benjamina*, *Ficus retusa*, *Ligustrum lucidum* y *Pittosporum tobira*), 32.5% tienen su origen en México con 120 ejemplares (*Beaucarnea sp.*, *Erythrina coralloides*, *Euphorbia sp.* y *Fraxinus uhdei*), 3.2% fueron de origen europeo con 12 ejemplares (*Magnoliopsida sp.* y *Prunus domestica*), 2.9% son de origen sudamericano con

11 ejemplares (*Jacaranda mimosifolia* y *Viburnum sp.*) y 2.4% tienen su origen en Norte y Sudamérica con 9 ejemplares (*Cupressus lusitánica*, *Prunus serótina* y *Yucca sp.*).

En la Zona de Hospitales el 42.2% fueron de origen en México con 446 ejemplares (*Taxodium mucronatum*, *Alnus acuminata*, *Erythrina coralloides*, *Fraxinus uhdei*, *Quercus rugosa*, *Pinus patula* y *Pinus cembroides*), el 42.1% fueron de origen asiático con 445 ejemplares (*Ficus elástica*, *Ficus retusa*, *Ficus benjamina*, *Eriobotrya japónica*, *Ulmus parvifolia*, *Ligustrum lucidum* y *Ficus virens*), el 4.6% tienen su origen en Sudamérica con 49 ejemplares (*Jacaranda mimosifolia* y *Schinus terebinthifolius*), 4.1% tienen su origen en Asia y Australia con 44 ejemplares (*Casuarina equisetifolia*), 2.3% tienen su origen en Norteamérica con 31 ejemplares (*Populus deltoides*, *Liquidambar styraciflua*, *Pinus radiata* y *Platanus hybrida*), el 2% tiene su origen en Australia con 22 ejemplares (*Eucalyptus camaldulensis* y *Grevillea robusta*) y el 1% con 11 ejemplares tiene su origen desde Norteamérica hasta Sudamérica (*Yucca sp.*).

Estimación de la alergenicidad potencial

En la Figura 3.5 se muestran representadas en columnas el Índice de Alergenicidad Potencial (I_{UGZA}) de los parques estudiados. La línea azul representa el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H'), y la línea de color naranja representa el Índice de Riqueza Específica de Margalef (Mg). La línea negra marcada en el eje horizontal en el valor (0.3) es el valor de I_{UGZA} , considerado como el umbral establecido con base en trabajos previos de Cariñanos et al. 2016.

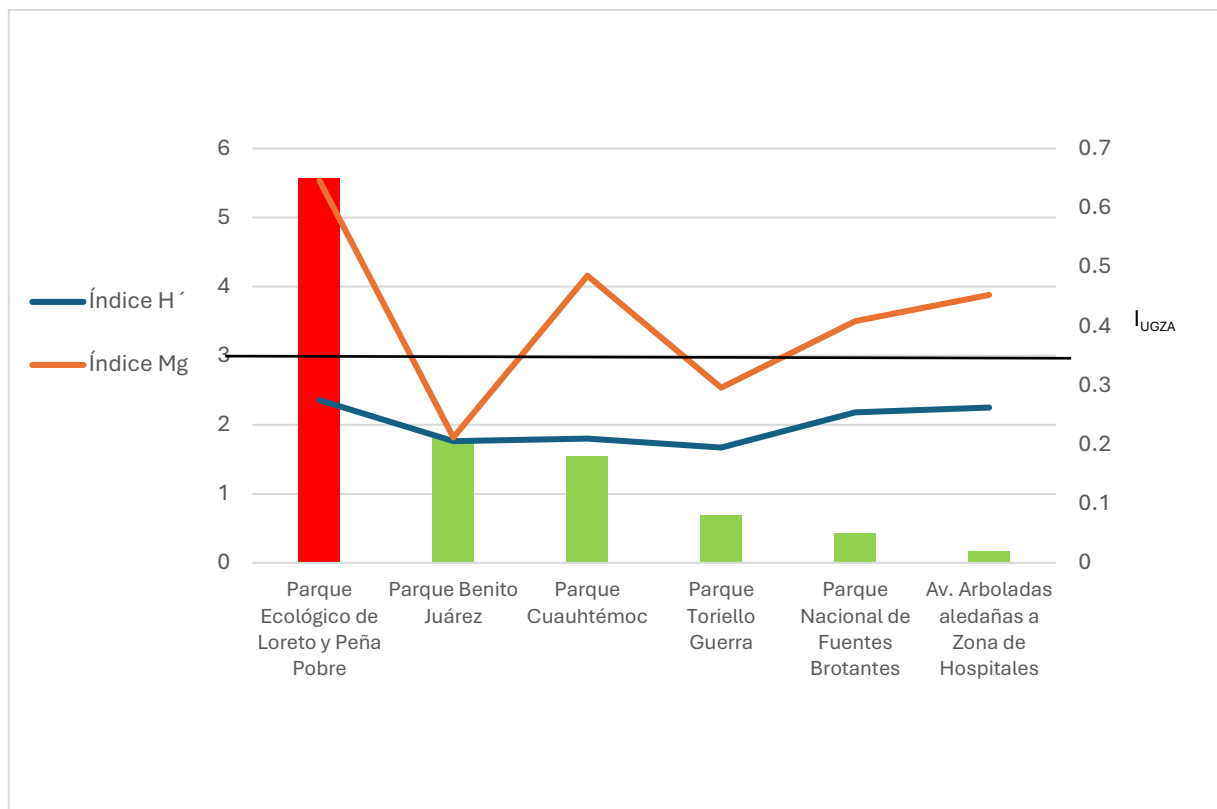


Figura 3.5. Relación entre los índices de IUGZA, H', y Mg para cada uno de los parques

El IUGZA aplicado a los seis parques de la Alcaldía de Tlalpan muestran un amplio rango de valores del índice, que va desde el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre con un máximo de 0.65 hasta un valor mínimo del índice de alergenicidad potencial en las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales con un valor de 0.02. Asimismo, cuatro de los seis parques resultan con un IUGZA considerado como saludable por resultar en valores inferiores a 0.3; mientras que, solo el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre se establece en un rango alto de alergenicidad, considerado como un espacio de riesgo para la salud para la población.

Para el caso del Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre, parque nacional de Fuentes Brotantes y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales cuentan con un índice de H' moderado, variando de los 2.17 a 2.35; y los parques Cuauhtémoc y Toriello Guerra tuvieron valores inferiores a 2, considerados de baja biodiversidad. En el caso del Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre se refleja una riqueza de especies alta, mientras que los

parques Cuauhtémoc, parque nacional de Fuentes Brotantes y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales reflejaron una moderada riqueza.

El análisis de correlación bilateral de Spearman dio como resultado que entre H' e I_{UGZA} la correlación es de -0.57, lo que indica una correlación negativa moderada. Esto sugiere que a medida que aumenta el índice de H' , tiende a disminuir el I_{UGZA} , y viceversa. La correlación entre Mg e I_{UGZA} es de 0.2, lo que indica una correlación positiva débil, sugiriendo así que hay una ligera tendencia a que el índice de Mg aumente cuando aumenta el I_{UGZA} , pero la relación es débil.

3.3.1 Servicios ecosistémicos del parque Benito Juárez

Área foliar

Las especies más dominantes, en relación con el área foliar que ocupa cada árbol, se le denomina valor de importancia. El área foliar es calculada a través del software i-Tree a través de las mediciones hechas en campo de la altura del dosel, así como la distancia Norte-Sur y Este-Oeste de la base del follaje de cada uno de los árboles. Todas las áreas verdes urbanas tienen sus propias especies más significativas, las cuales contribuyen al área foliar máxima y la densidad de población.

Las especies más dominantes, son *Jacaranda mimosifolia*, *Fraxinus sp.*, y *Ligustrum lucidum*. Los valores de importancia (Tabla 3.8) se calculan como la suma del porcentaje de la población y el porcentaje del área foliar. Esto pone de relieve, que dichas especies son las que dominan la estructura del arbolado de este parque.

Tabla 3.8. Valor de importancia por especie en el Parque Benito Juárez

Especie	% Población	% Área foliar	Valor de Importancia
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	22	41.8	63.8
<i>Fraxinus</i>	28	30.4	58.4
<i>Ligustrum lucidum</i>	20.7	6.8	27.5
<i>Citrus maxima</i>	15.9	5.6	21.5

Cont. Tabla 3.8

Especie	% Población	% Área foliar	Valor de Importancia
<i>Ficus benjamina</i>	4.9	6.8	11.7
<i>Eriobotrya japonica</i>	4.9	3.1	7.9
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	1.2	4.5	5.7
<i>Morus alba</i>	1.2	0.8	2
<i>Phoenix canariensis</i>	1.2	0.3	1.5

Mitigación de la contaminación atmosférica

En cuanto a la eliminación de la contaminación del aire por los árboles, se calculó usando los datos de campo y los registros de contaminación más recientes disponibles, así como las condiciones ambientales.

Para el parque Benito Juárez, la eliminación de la contaminación fue mayor para ozono. Se estima que los árboles eliminaron 10.38 Kg de la contaminación del aire (O₃, CO, NO₂, material particulado menor a 2.5 micrones (PM_{2.5}) y SO₂) por año (Figura 3.6). Asimismo, este parque emite aproximadamente 2.279 kg de BVOCS (1.92 kg de isoprenos y 0.3587 kg de monoterpenos). Las emisiones varían entre especies y la cantidad de biomasa de las hojas. El 93% de las emisiones de BVOCS fueron de *Eucalyptus camaldulensis* y *Ficus benjamina*.

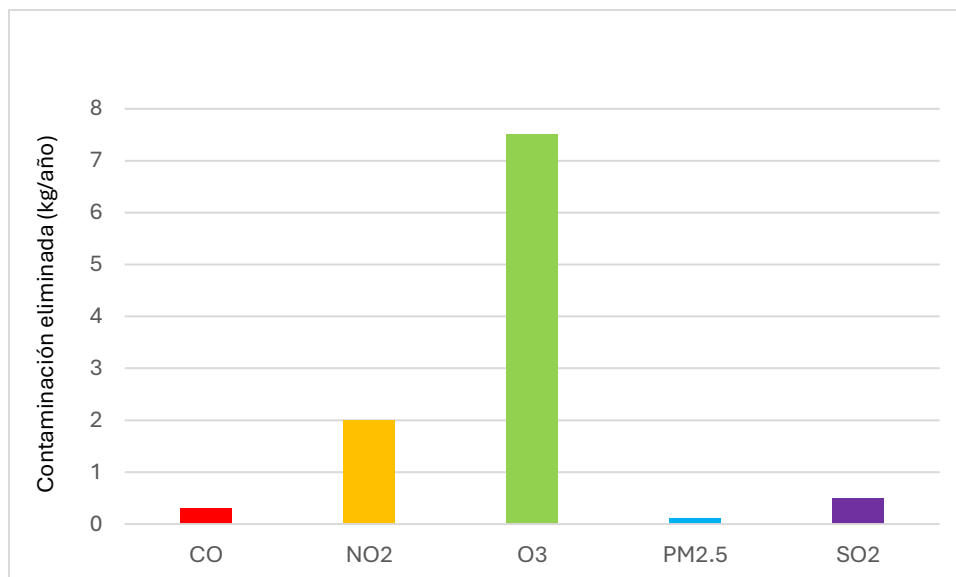


Figura 3.6. Eliminación (kg/año) de la contaminación por los árboles del parque Benito Juárez

Secuestro y almacenamiento de carbono

Para estimar estos resultados se ha calculado la biomasa de cada árbol con los datos obtenidos en campo de DAP y altura de los árboles para calcular el carbono de la parte de la vegetación leñosa sobre el suelo y bajo el mismo. Para este análisis, los valores de almacenamiento y secuestro de carbono se calculan con base en \$2,805 MXN (151.15 EUR) por tonelada métrica.

Para este apartado se entiende como secuestro de carbono como la medida del carbono (en forma de dióxido de carbono) que los árboles eliminan de la atmósfera. Por tanto, el secuestro bruto de carbono es la medida del carbono secuestrado por los árboles calculada como la diferencia en los cálculos de almacenamiento de carbono entre Año X y Año X+1.

Por otro lado, el almacenamiento de carbono es la medida del carbono almacenado en los árboles. Esta es la cantidad de carbono que está almacenada tanto en las partes sobre el suelo como en las partes bajo el suelo de la vegetación leñosa.

La cantidad bruto de carbono secuestrado en el parque Benito Juárez fue de 138.5 kg de carbono por año (Figura 3.7), con un valor asociado de \$388 MXN (20.91 EUR). El

modelo calculó que los árboles del parque Benito Juárez almacenan 15.3 toneladas de carbono (42.9 mil MXN) (2,312.03 EUR) (Figura 3.8).

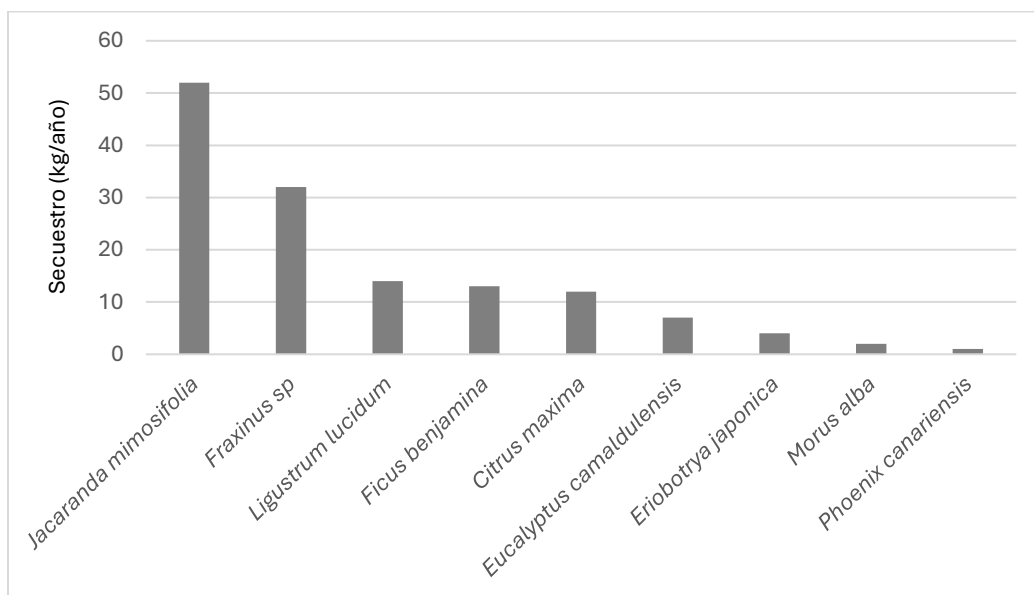


Figura 3.7. Secuestro bruto (kg/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor secuestro del parque Benito Juárez

De las especies muestreadas, *Jacaranda mimosifolia* es la que almacena y secuestra la mayor cantidad de carbono (aproximadamente el 41% del total de carbono almacenado y el 38% de todo el carbono secuestrado) anualmente (Figura 3.8).

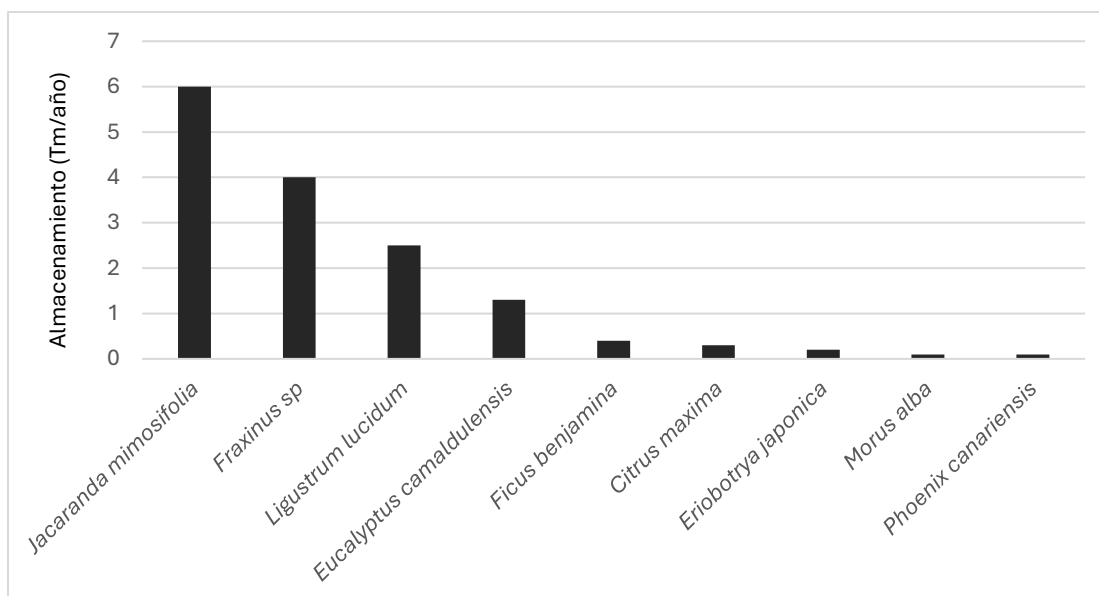


Figura 3.8. Almacenamiento (Tm/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor almacenamiento del parque Benito Juárez

Producción de oxígeno

La producción neta de oxígeno se estima a partir de los cálculos de secuestro de carbono, ya que la producción de oxígeno está directamente relacionada con la cantidad de CO₂ secuestra, que, a su vez, está ligada a la acumulación de biomasa de cada especie.

En cuanto a la producción de oxígeno, se calculó que en el Parque Benito Juárez se producen 369.2 kg de oxígeno al año (Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Producción de oxígeno por especie

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	140.74	18
<i>Fraxinus sp.</i>	87.27	23
<i>Ligustrum lucidum</i>	40.47	17
<i>Ficus benjamina</i>	33.9	4
<i>Citrus maxima</i>	31.15	13
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	21.19	1
<i>Eriobotrya japonica</i>	11.09	4

Cont. Tabla 3.9

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Morus alba</i>	3.41	1
<i>Phoenix canariensis</i>	0.01	1

Prevención de la escorrentía

El modelo i-Tree Eco calculó la prevención de escorrentía evitada con base a las precipitaciones interceptadas por la vegetación tomando en cuenta las precipitaciones interceptadas por las hojas. El valor la escorrentía evitada se basa en los valores locales definidos a través de la estación meteorológica más cercana al área de estudio. Para este análisis, el valor de la escorrentía evitada se calcula con base al precio de \$44.91 MXN/m³ (2.41 EUR/m³).

Los árboles del parque Benito Juárez ayudan a reducir un volumen de 5.77 m³ de escorrentía/año (Figura 3.9) con un valor asociado de \$260 MXN (14 EUR).

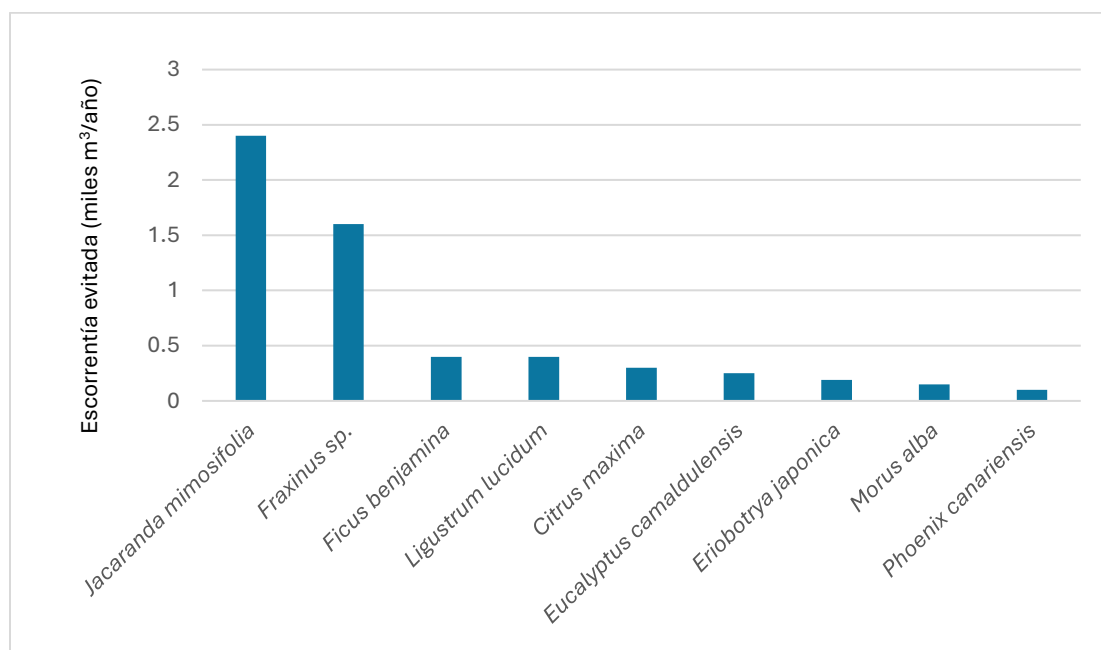


Figura 3.9. Escorrentía evitada (m³/año) para las especies con mayor impacto general en el parque Benito Juárez

Posibles riesgos de impactos por plagas

Los posibles riesgos de plaga se basan en mapas de distribución de plagas y en las especies conocidas de hospederas que posiblemente experimentan mortalidad.

Los posibles impactos de plagas, el modelo i-Tree Eco arrojó que el riesgo más grande que tiene el parque Benito Juárez es el del barrenador esmeralda del fresno (*Agrilus planipennis*). Este escarabajo tiene el potencial de afectar al 28% de la población de este parque.

3.3.2 Servicios ecosistémicos del parque Cuauhtémoc

Área foliar

Las especies más dominantes en términos de área foliar son *Ficus retusa*, *Ligustrum lucidum* y *Fraxinus uhdei*. Las especies con los valores de importancia más altos están enumeradas en la Tabla 3.10.

Tabla 3.10. Valor de importancia por especie en el Parque Cuauhtémoc

Especie	% Población	% Área foliar	Valor de Importancia
<i>Ficus retusa</i>	29.7	36.9	66.6
<i>Ligustrum lucidum</i>	29.7	19	48.7
<i>Fraxinus uhdei</i>	24.3	9.9	34.2
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	2	8.2	10.2
<i>Casuarina equisetifolia</i>	0.7	8.9	9.6
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	1	5.8	6.7
<i>Yucca sp.</i>	4.2	2.5	6.7
<i>Liquidambar styraciflua</i>	1.5	1.7	3.1
<i>Cupressus lusitanica</i>	0.5	1.6	2.1
<i>Ficus benjamina</i>	1.5	0.5	1.9

Mitigación de la contaminación atmosférica

La eliminación de la contaminación del aire por los árboles del parque Cuauhtémoc fue mayor para el ozono. Se estimó que los árboles eliminaron 54.03 kg de la contaminación del aire (O_3 , CO, NO_2 , $PM_{2.5}$ y SO_2) al año, con un valor asociado de \$39,900 MXN, aproximadamente 2,150.34 EUR (Figura 3.10).

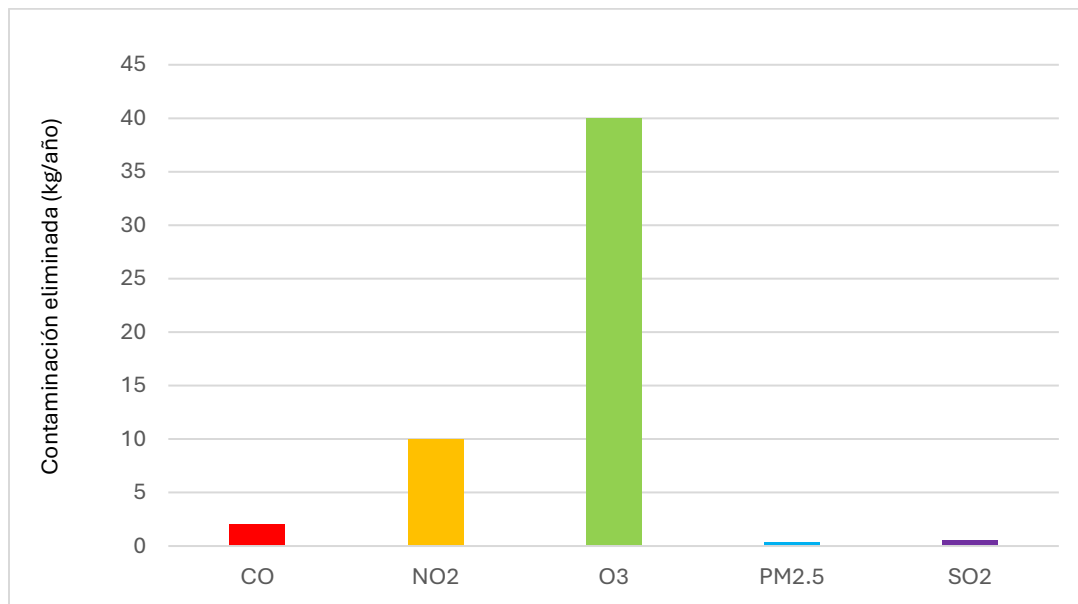


Figura 3.10. Eliminación (kg/año) de la contaminación por los árboles del parque Cuauhtémoc

Se estimó que los árboles del parque Cuauhtémoc emiten aproximadamente 28.03 kg de compuestos orgánicos volátiles (BVOCS) (25.71 kg de isoprenos y 2.32 kg de monoterpenos). El 64% de las emisiones de BVOCS de este parque procedieron de *Ficus retusa* y *Eucalyptus camaldulensis*.

Secuestro y almacenamiento de carbono

El secuestro bruto de los árboles del parque Cuauhtémoc es de casi 591.6 kg de carbono por año, con un valor asociado de \$1,660 MXN, lo que equivale aproximadamente a 89.46 EUR (Figura 3.11).

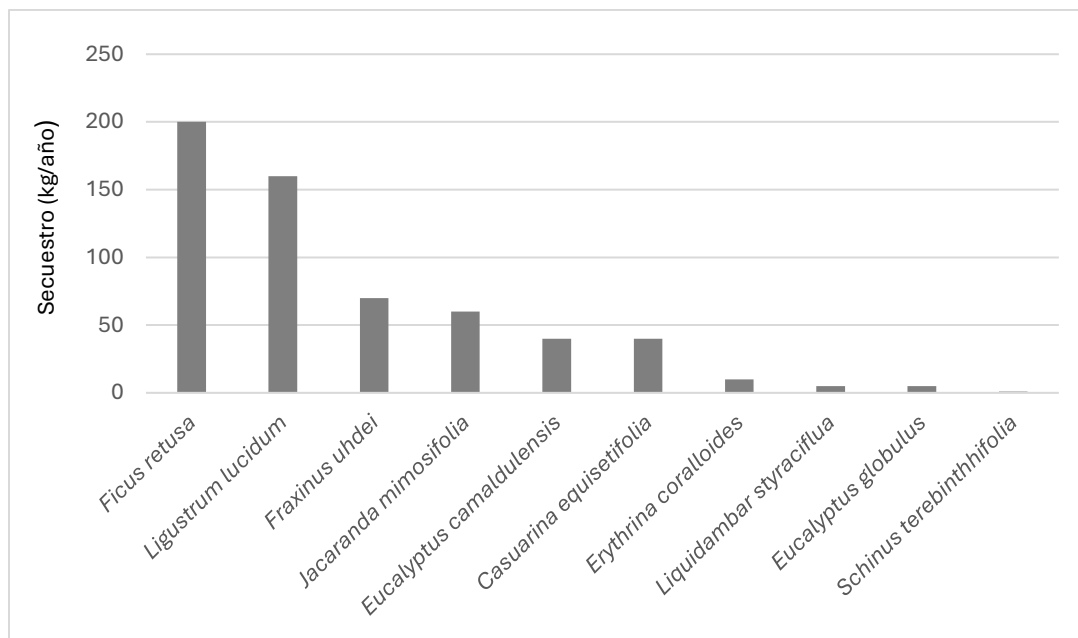


Figura 3.11. Secuestro bruto (kg/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor secuestro del parque Cuauhtémoc

El modelo calculó que los árboles del parque Cuauhtémoc almacenan 7.7 toneladas de carbono (\$218,000 MXN) (11,748.75 EUR). De las especies muestreadas *Fraxinus uhdei* almacena la mayor cantidad de carbono (aproximadamente 47.3% del total del carbono almacenado) (Figura 3.12) y *Ficus retusa* secuestra la mayor cantidad (aproximadamente 34.6% de todo el carbono secuestrado).

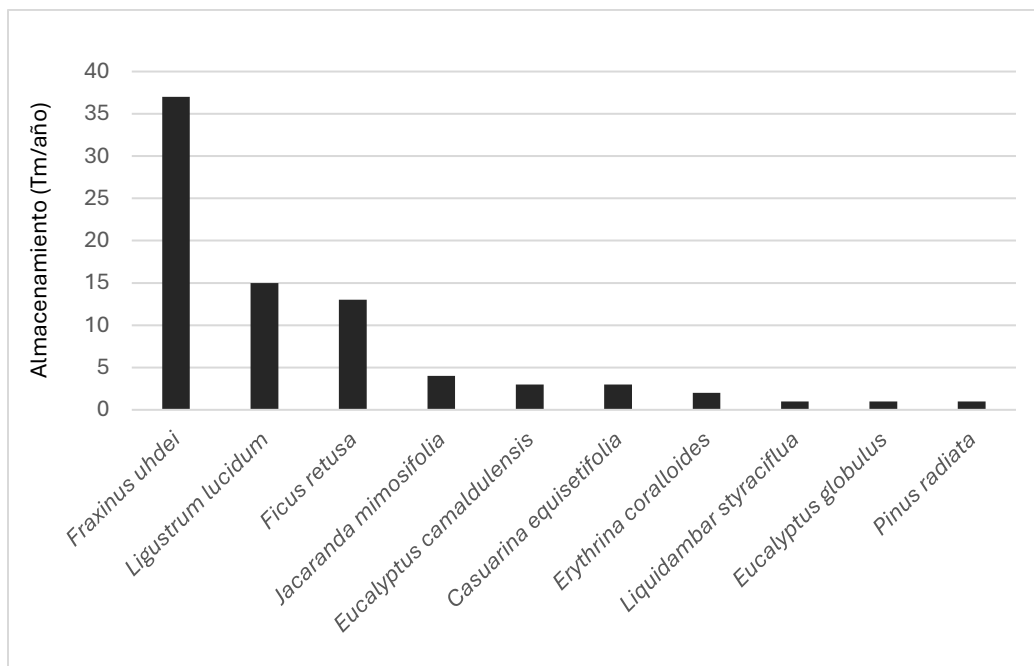


Figura 3.12. Almacenamiento (Tm/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor almacenamiento para el parque Cuauhtémoc

Producción de oxígeno

En cuanto a la producción de oxígeno, se calculó que en el parque Cuauhtémoc se producen 1.578 toneladas métricas (Tm) de oxígeno al año (Tabla 3.11).

Tabla 3.11. Las principales especies productoras de oxígeno en el parque Cuauhtémoc

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Ficus retusa</i>	545.31	121
<i>Ligustrum lucidum</i>	440.98	121
<i>Fraxinus uhdei</i>	210.37	99
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	142.11	8
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	63.09	4
<i>Casuarina equisetifolia</i>	62.83	3
<i>Erythrina coralloides</i>	25.96	5

Cont. Tabla 3.11

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Liquidambar styraciflua</i>	16.08	6
<i>Eucalyptus globulus</i>	15.71	1
<i>Schinus terebinthifolia</i>	9.8	1
<i>Ficus benjamina</i>	8.54	6
<i>Ficus elastica</i>	7.31	1
<i>Cupressus lusitanica</i>	6.25	1
<i>Pinus radiata</i>	5.5	2
<i>Pinus teocote</i>	5.11	1
<i>Quercus rugosa</i>	2.62	1
<i>Yucca sp.</i>	2.44	17
<i>Cupressus sempervirens</i>	2.21	1
<i>Tamarindus indica</i>	2.14	1

Prevención de la escorrentía

Los árboles del parque Cuauhtémoc ayudan a reducir la escorrentía por aproximadamente 29.3 m³/año por un valor asociado de \$1,300 MXN (70 EUR) (Figura 3.13).

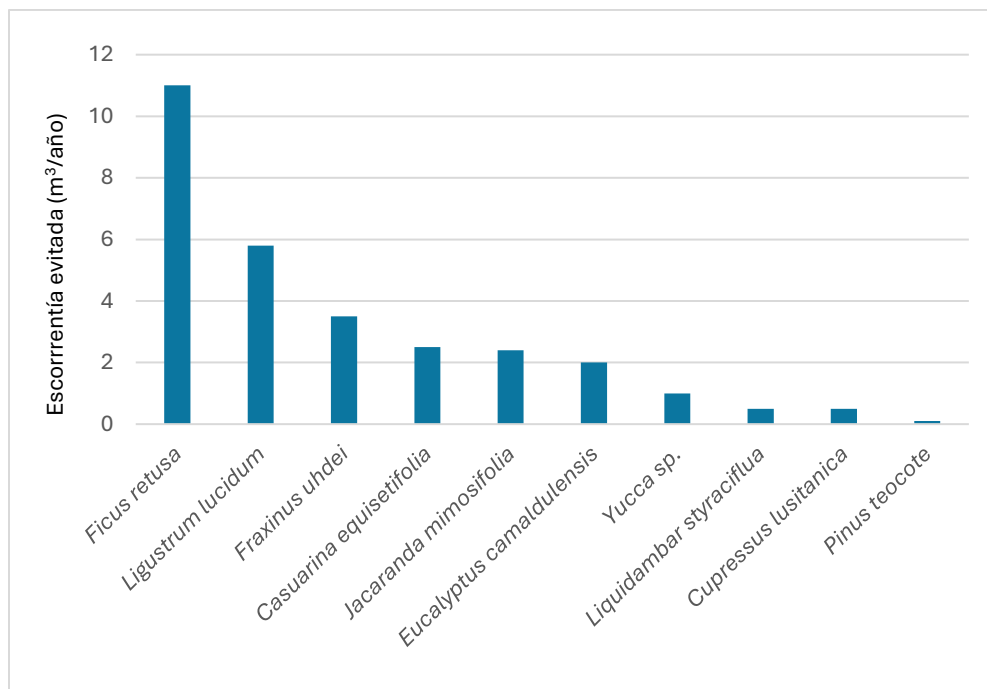


Figura 3.13. Escorrentía evitada (m³/año) para las especies con mayor impacto general en el parque Cuauhtémoc

Posibles riesgos de impacto por plagas

En cuanto a los posibles impactos de plagas, el riesgo más grande que tiene el parque Cuauhtémoc es *Lymantria dispar* (lagarta peluda), que es una deshojadora que se alimenta de diversas especies, ocasionando un deshoje generalizado y la muerte de los árboles si las condiciones del brote duran varios años. Esta plaga amenaza al 0.2% de la población de árboles en el parque. También podría infectarse de *Bretziella fagacearum* (marchitez del roble), ocasionado por un hongo, el cual es común entre los robles. Esta plaga amenaza un 0.2% de la población de los árboles del parque. Finalmente, también corre el riesgo de tener *Operophtera brumata* (polilla del invierno), la cual es una plaga con una amplia distribución de especies hospederas. Esta polilla ocasiona grandes daños a sus hospederos cuando se encuentra en la etapa de oruga y afectar al 0.2% de los árboles de este parque.

3.3.3 Servicios ecosistémicos del parque nacional de Fuentes Brotantes

Área foliar

Las especies más dominantes en términos de área foliar son *Fraxinus uhdei*, *Cupressus lusitánica* y *Ligustrum lucidum*. Las especies con los valores de importancia más altos están enumeradas en la Tabla 3.12.

Tabla 3.12. Valor de importancia por especie del parque Fuentes Brotantes

Especie	% Población	% Área foliar	Valor de Importancia
<i>Fraxinus uhdei</i>	21.4	25.4	46.8
<i>Cupressus lusitánica</i>	18.9	8.6	27.5
<i>Ligustrum lucidum</i>	20.5	6	26.5
<i>Buddleja cordata</i>	14.1	2.8	16.9
<i>Alnus acuminata</i>	4.6	12.7	17.3
<i>Eucalyptus globulus</i>	3.9	6.3	10.2
<i>Persea americana</i>	1.4	6.2	7.6
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	1.3	2.9	4.2
<i>Taxodium mucronatum</i>	2.9	1.2	4.1

Mitigación de la contaminación atmosférica

El contaminante que en mayor cantidad puede ser eliminado por los árboles es el ozono, en una cantidad de casi 300 kg/año. Se estimó que los árboles eliminaron 512.8 kg de la contaminación del aire (O_3 , CO, NO_2 , $PM_{2.5}$ y SO_2) al año, con un valor asociado de \$490,000 MXN, aproximadamente 26,630.76 EUR (Figura 3.14).

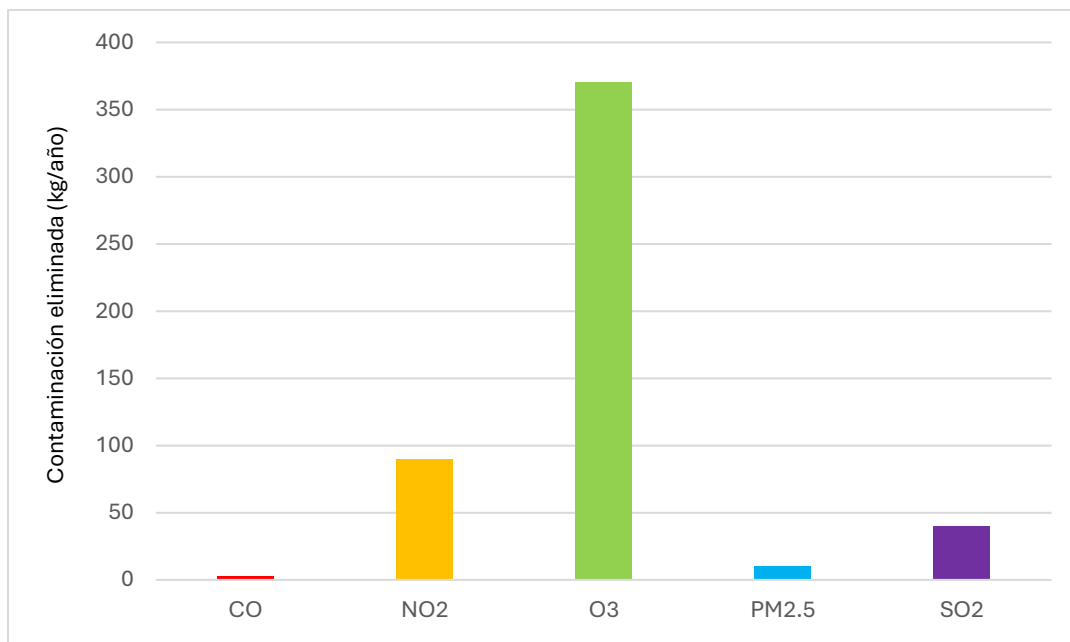


Figura 3.14. Eliminación (kg/año) de la contaminación por los árboles del parque Fuentes Brotantes

Se estimó que los árboles del parque de Fuentes Brotantes emite aproximadamente 331.5 kg de compuestos orgánicos volátiles (BVOCS) (182.4 kg de isoprenos y 149.1 kg de monoterpenos). El 53% de las emisiones de BVOCS son realizadas por *Eucalyptus globulus* y *Ligustrum lucidum*.

Secuestro y almacenamiento de carbono

El secuestro bruto de carbono por los árboles del parque Fuentes Brotantes es de casi 3.796 toneladas métricas de carbono al año, con un valor asociado de \$10,600 MXN (576.09 EUR) (Figura 3.15). Sin embargo, el secuestro neto de carbono es de -113.5 toneladas métricas, lo que significa que los árboles se están muriendo y al descomponerse, se vuelve a liberar el carbono secuestrado. Siendo *Fraxinus uhdei*, *Eucalyptus globulus* y *Ligustrum lucidum* las especies con mayor capacidad de secuestro.

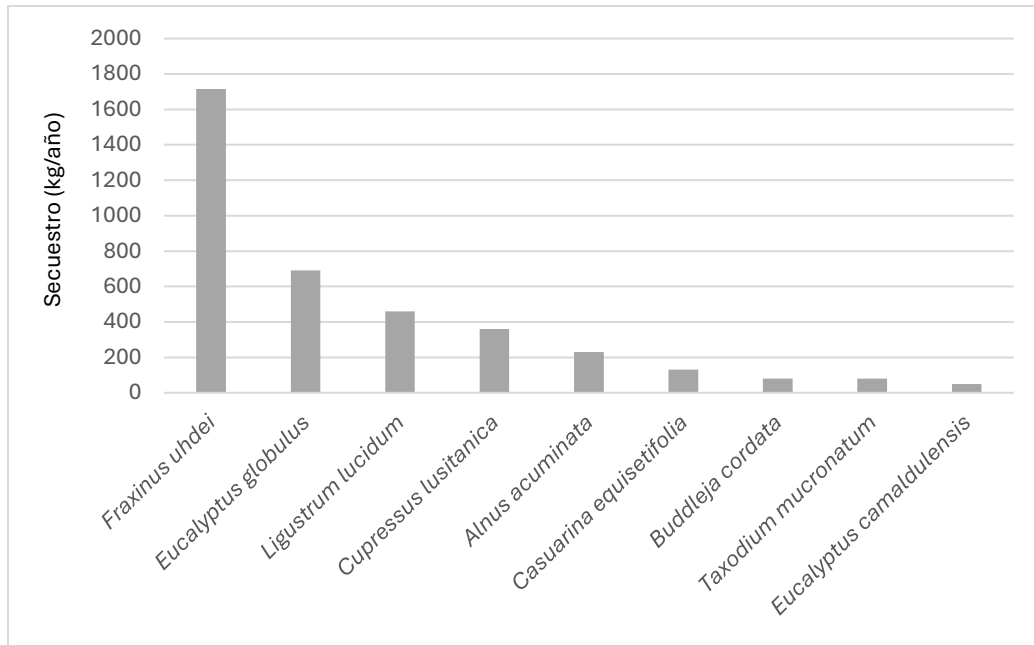


Figura 3.15. Secuestro bruto (kg/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor secuestro del parque nacional de Fuentes Brotantes

El modelo i-Tree Eco estimó que los árboles del parque Fuentes Brotantes almacenan 1,540 toneladas de carbono con un valor económico de \$4,300,000 MXN (233,698.55 EUR). De las especies muestreadas, *Eucalyptus globulus* es la que almacena la mayor cantidad de carbono (aproximadamente 35.2% del total de carbono almacenado), seguida de *Fraxinus uhdei*, con un 24.4% de todo el carbono secuestrado (Figura 3.16).

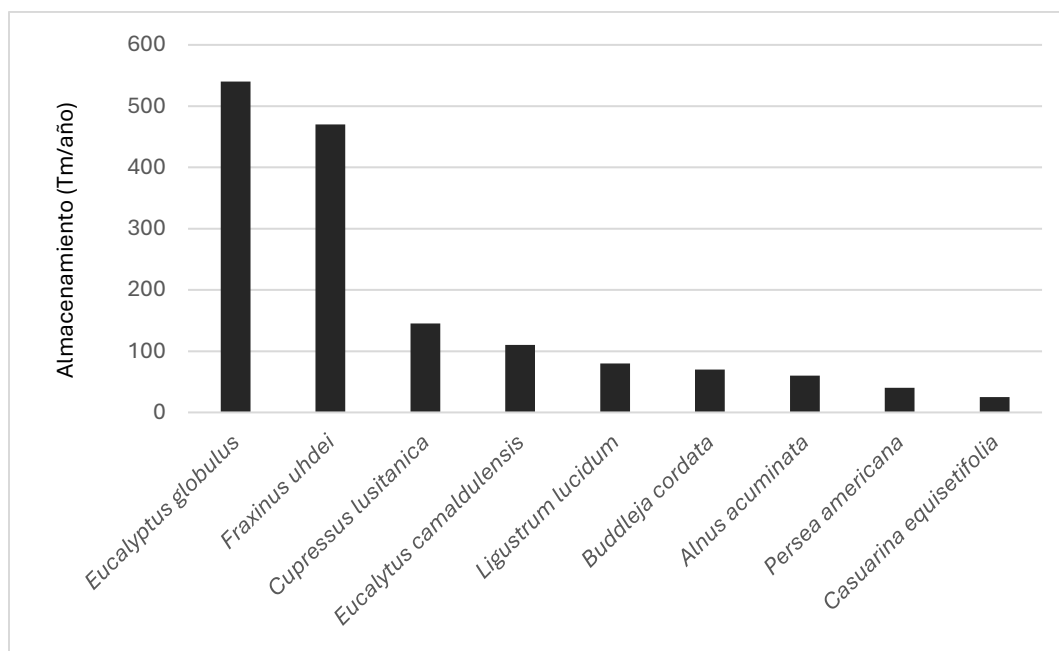


Figura 3.16. Almacenamiento (Tm/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor almacenamiento del parque Fuentes Brotantes

Producción de oxígeno

En cuanto al oxígeno, se calculó que en el Parque Fuentes Brotantes se producen - 302.7 toneladas métricas de oxígeno al año para la estimación de 3,609 árboles. Esta cifra negativa es un déficit de oxígeno, indicando que los árboles se están descomponiendo más rápido de lo que producen oxígeno, por lo que sería un área con una gran proporción de árboles muertos (Tabla 3.13).

Tabla 3.13. Las principales especies productoras de oxígeno en el parque Fuentes Brotantes.

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Yucca</i> sp.	0.02	13
<i>Liquidambar styraciflua</i>	0.02	13
<i>Eriobotrya japonica</i>	0	13
<i>Prunus americana</i>	0	13

Cont. Tabla 3.13

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Pinus radiata</i>	-0.5	13
<i>Pinus patula</i>	-0.08	13
<i>Ricinus communis</i>	-0.14	25
<i>Prunus serotina</i>	-0.26	25
<i>Taxodium mucronatum</i>	-0.47	113
<i>Crataegus mexicana</i>	-0.95	38
<i>Persea americana</i>	-1.45	50
<i>Casuarina equisetifolia</i>	-3.34	13
<i>Schinus molle</i>	-3.35	38
<i>Alnus acuminata</i>	-6.25	176
<i>Ligustrum lucidum</i>	-13.71	779
<i>Buddleja cordata</i>	-20.09	541
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	-22.1	50
<i>Fraxinus uhdei</i>	-37.42	792

Prevención de la escorrentía

Los árboles del parque Fuentes Brotantes ayudan a reducir la escorrentía de casi 503 m³ al año, con un valor asociado de \$23,000 MXN (1250 EUR). Las especies de árboles que más capacidad para evitar la escorrentía son *Fraxinus uhdei* y en menor proporción, *Alnus acuminata* y *Cupressus lusitánica* (Figura 3.17).

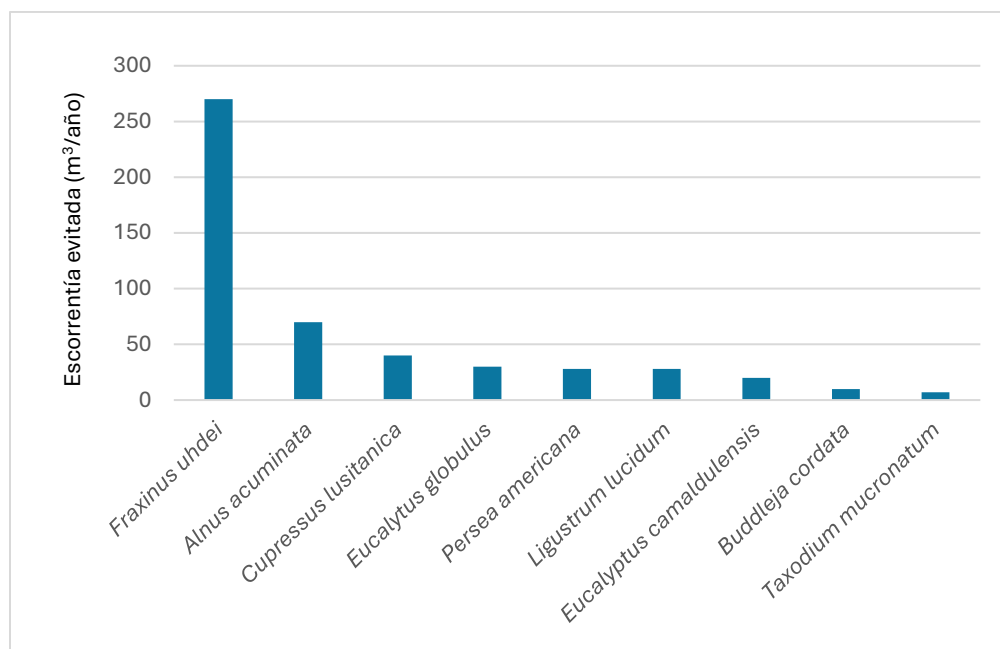


Figura 3.17. Escorrentía evitada (m³/año) para las especies con mayor impacto general del parque
Fuentes Brotantes

Posibles riesgos de impacto por plagas

En cuanto a los posibles impactos de plagas, el software arrojó que el riesgo más grande que tiene el parque Fuentes Brotantes es *Agrilus planipennis* (barrenador esmeralda), que afecta a los fresnos. Esta plaga amenaza al 11.8% de la población de árboles en el parque. También podría infectarse de *Malacosoma disstria* (polilla de la tienda del bosque), la cual se distribuye por toda Norteamérica y podría afectar al 11.8% de la población de árboles del parque. Así mismo, el parque es susceptible a *Lycorma sp.* (mosca linterna), que afecta al 11.8% de los árboles de este parque.

3.3.4 Servicios ecosistémicos del Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre

Área foliar

Las especies más dominantes en términos de área foliar son *Fraxinus uhdei*, *Cupressus lusitánica* y *Araucaria heterophylla*. Las especies con los valores de importancia más altos están enumeradas en la Tabla 3.14.

Tabla 3.14. Valor de importancia por especie en el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre

Especie	% Población	% Área foliar	Valor de Importancia
<i>Fraxinus uhdei</i>	37.9	60	97.9
<i>Cupressus lusitánica</i>	16.2	14.4	30.7
<i>Araucaria heterophylla</i>	7.2	6.8	14.1
<i>Ligustrum lucidum</i>	7	5.3	12.2
<i>Ficus benjamina</i>	4.1	1.1	5.3
<i>Alnus acuminata</i>	3.1	1.8	4.9
<i>Cupressus macrocarpa</i>	3.9	0.9	4.7
<i>Morus alba</i>	2.3	1.2	3.5
<i>Pinus patula</i>	1.5	1.5	3.1
<i>Taxodium mucronatum</i>	1.3	1.7	3

Mitigación de la contaminación atmosférica

El ozono es el contaminante con mayor tasa de eliminación. Se estimó que los árboles eliminaron 110.4 kg de la contaminación del aire (O₃, CO, NO₂, PM_{2.5} y SO₂) al año, con un valor asociado de \$88,100 MXN, aproximadamente 4,748 EUR (Figura 3.18).

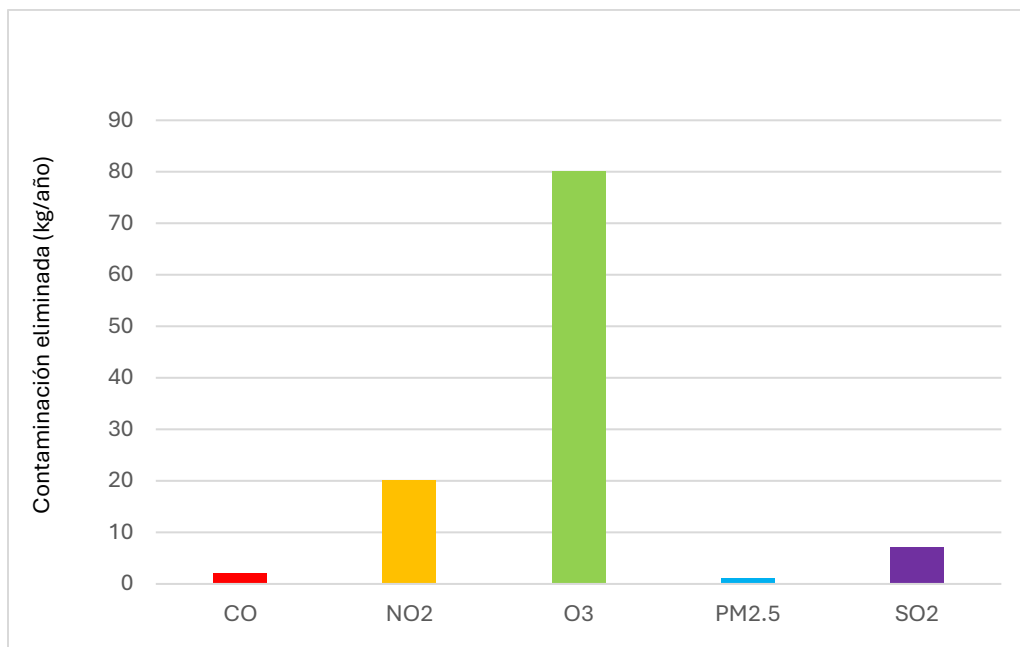


Figura 3.18. Eliminación (kg/año) de la contaminación por los árboles de Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre

Se estimó que los árboles del parque ecológico de Peña Pobre emiten aproximadamente 10.94 kg de compuestos orgánicos volátiles (BVOCS) (2.62 kg de isoprenos y 8.317 kg de monoterpenos). El 49% de las emisiones de BVOCS fueron debidas a *Cupressus lusitánica* y *Araucaria heterophylla*.

Secuestro y almacenamiento de carbono

El secuestro bruto de los árboles del parque ecológico de Peña Pobre es de casi 1.21 toneladas métricas de carbono al año, con un valor asociado de \$3,390 MXN, lo que equivale aproximadamente a 182.7 EUR (Figura 3.19).

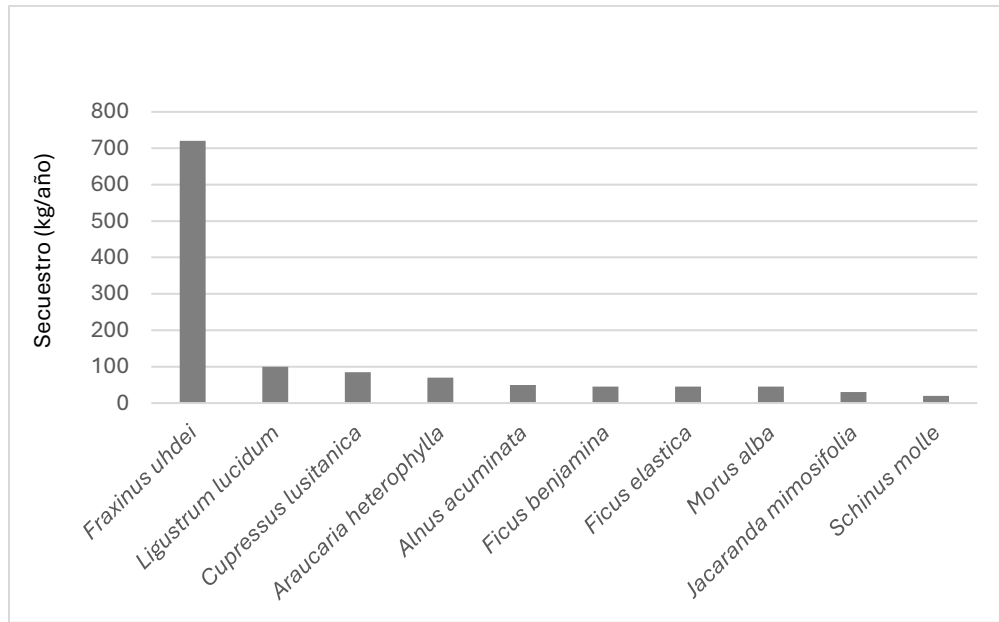


Figura 3.19. Secuestro bruto (kg/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor secuestro del Parque Ecológico de Loreto Peña Pobre

El modelo estimó que los árboles del parque ecológico de Peña Pobre pueden almacenar hasta 179 toneladas de carbono (\$502,000 MXN) (27,054.47 EUR). De las especies muestreadas, *Fraxinus uhdei* almacena y secuestra la mayor cantidad de carbono (aproximadamente 58.3% del total del carbono almacenado y 60.3% de todo el carbono secuestrado) (Figura 3.20).

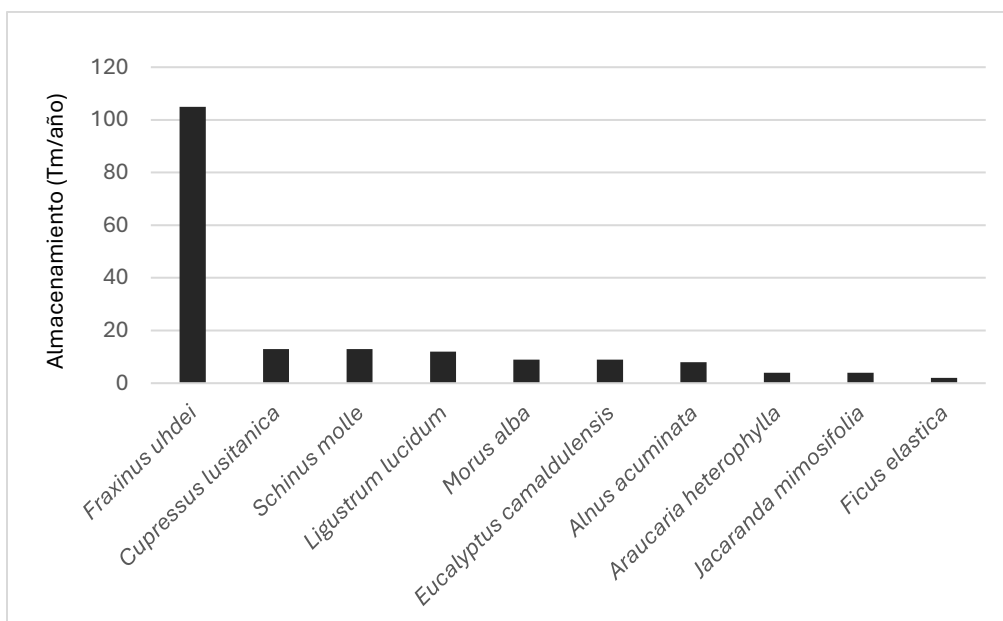


Figura 3.20. Almacenamiento (Tm/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor almacenamiento del Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre

Producción de oxígeno

En cuanto a la producción de oxígeno, se calculó que en el parque ecológico de Peña Pobre se producen 3,226 toneladas métricas (Tm) de oxígeno al año (Tabla 3.15).

Tabla 3.15. Las principales especies productoras de oxígeno en el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Fraxinus uhdei</i>	1947.15	147
<i>Ligustrum lucidum</i>	268.52	27
<i>Cupressus lusitanica</i>	222.31	63
<i>Araucaria heterophylla</i>	137.24	28
<i>Alnus acuminata</i>	97.86	12
<i>Ficus benjamina</i>	89.45	16
<i>Ficus elastica</i>	88.62	1
<i>Morus alba</i>	75.97	9

Cont. Tabla 3.15

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	57.76	4
<i>Schinus molle</i>	52.88	6
<i>Cupressus macrocarpa</i>	41.73	15
<i>Ficus retusa</i>	34.69	8
<i>Taxodium mucronatum</i>	29.61	5
<i>Pinus patula</i>	28.27	6
<i>Liquidambar styraciflua</i>	7.95	5
<i>Acacia longifolia</i>	7.13	1
<i>Erythrina coralloides</i>	6.24	1
<i>Persea americana</i>	5.36	4
<i>Prunus americana</i>	4.72	2
<i>Citrus limon</i>	4.1	1

Prevención de la escorrentía

Los árboles del parque ecológico de Peña Pobre ayudan a reducir hasta 72.1 m³/año de escorrentía por un valor asociado de \$3,200 MXN (172.46 EUR)(Figura 3.21).

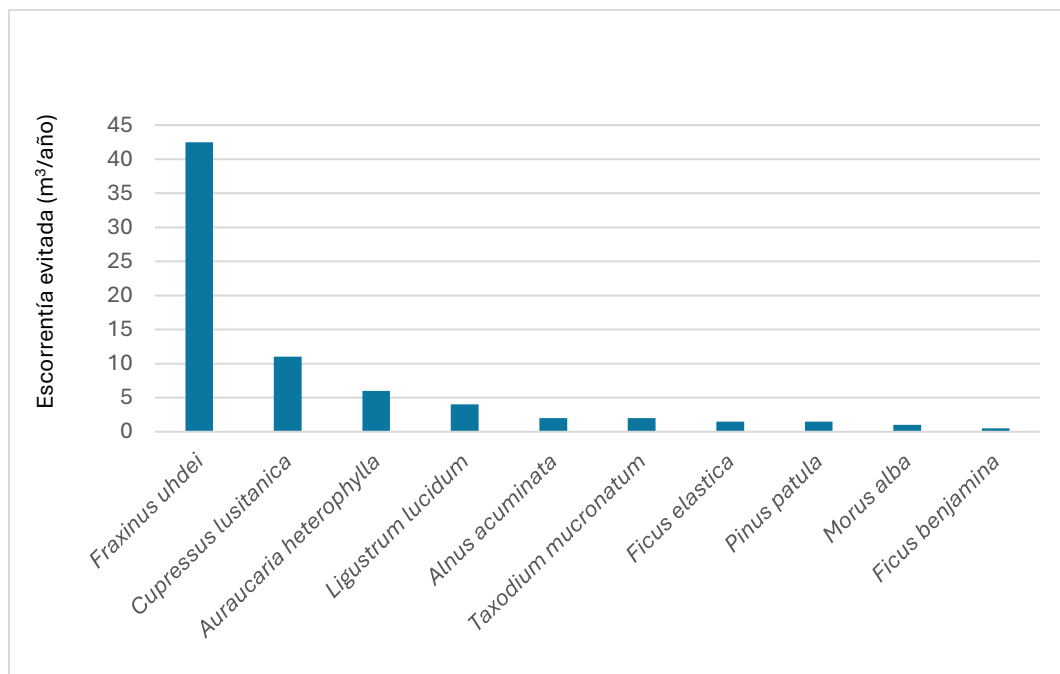


Figura 3.21. Escorrentía evitada (m³/año) para las especies con mayor impacto general del Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre

Posibles riesgos de impacto por plagas

En cuanto a los posibles impactos de plagas, el modelo i-Tree Eco identificó que el riesgo más grande que tiene el Parque Ecológico de Peña Pobre es *Operophtera brumata*. Esta plaga amenaza un 0.8% de la población de árboles. Otra posible plaga es *Lymantria dispar.*, la cual amenaza al 0.3% de la población de árboles. Asimismo, *Malacosoma disstria* (oruga del álamo) amenaza al 0.3% de la población de árboles. Finalmente, *Bretziella fagacearum* que amenaza a un 0.3% de la población de árboles.

3.3.5 Servicios ecosistémicos del parque Toriello Guerra

Área foliar

Las especies más dominantes en términos de área foliar son *Ficus retusa*, *Ligustrum lucidum* y *Fraxinus uhdei*. Las especies con los valores de importancia más altos están enumeradas en la Tabla 3.16.

Tabla 3.16. Valor de importancia por especie en el parque Toriello Guerra

Especie	% Población	% Área foliar	Valor de Importancia
<i>Ligustrum lucidum</i>	40.1	26.2	66.3
<i>Fraxinus uhdei</i>	28.2	23.7	51.9
<i>Ficus retusa</i>	15.4	28.5	44
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	2.4	11.7	14.1
<i>Prunus domestica</i>	3	3	5.9
<i>Erythrina coralloides</i>	3.3	1.3	4.5
<i>Pittosporum tobira</i>	1.1	1.5	2.5
<i>Yucca sp.</i>	1.6	0.3	1.9
<i>Cupressus lusitanica</i>	0.3	1.6	1.8
<i>Thuja sp.</i>	0.8	0.7	1.5

Mitigación de la contaminación atmosférica

En cuanto a la contaminación eliminada por los árboles, el ozono fue el principal contaminante. Se estimó que los árboles eliminaron 31.05 kg de la contaminación del aire (O₃, CO, NO₂, PM_{2.5} y SO₂) al año, con un valor asociado de \$23,700 MXN, aproximadamente 1,277.27 EUR (Figura 3.22).

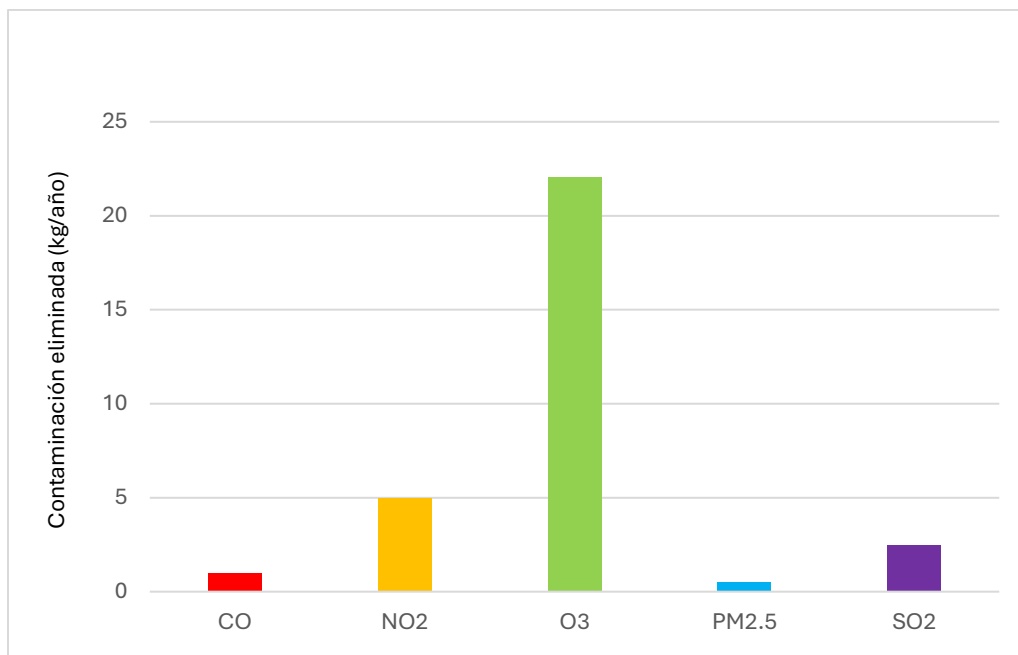


Figura 3.22. Eliminación (kg/año) de la contaminación por los árboles del parque Toriello Guerra

Se estimó que los árboles del parque Toriello Guerra emite aproximadamente 17.85 kg de compuestos orgánicos volátiles (BVOCS) (17.03 kg de isoprenos y 0.81 kg de monoterpenos) El 98% de las emisiones de BVOCS de este parque fueron de *Ligustrum lucidum* y *Ficus retusa*.

Secuestro y almacenamiento de carbono

El secuestro bruto de los árboles del parque Toriello Guerra es de casi 633 kg de carbono por año, con un valor asociado de \$1,780 MXN, lo que equivale aproximadamente a 95.93 EUR (Figura 3.23).

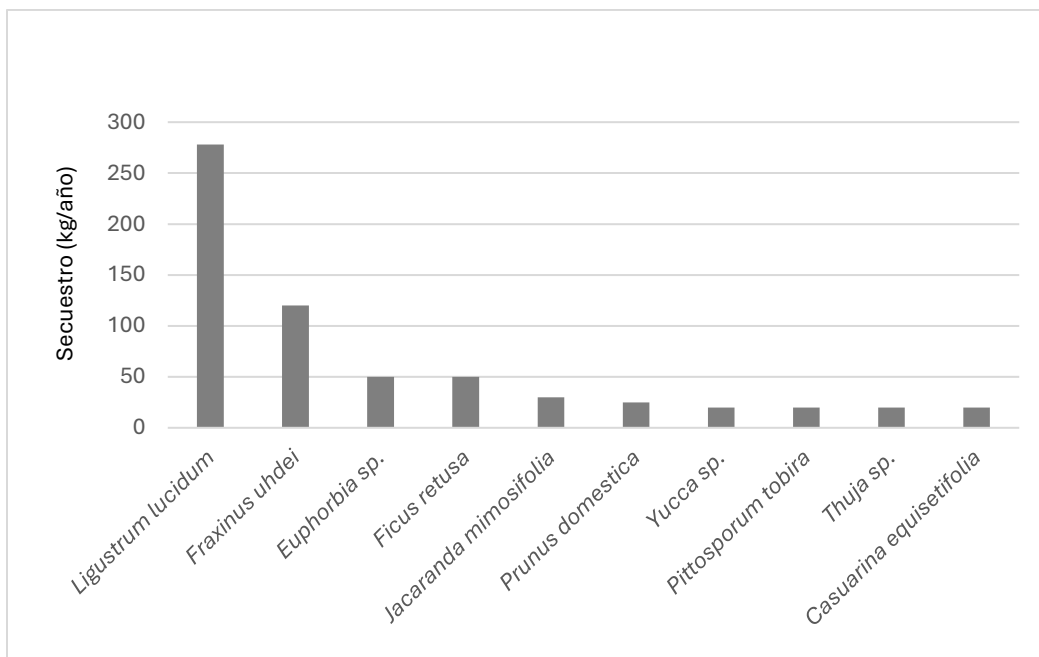


Figura 3.23. Secuestro bruto (kg/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor secuestro del parque Toriello Guerra

El modelo i-Tree Eco calculó que los árboles del parque Toriello Guerra almacenan 80.1 toneladas de carbono (\$225,000 MXN) (12,126 EUR). De las especies muestreadas *Fraxinus uhdei* almacena la mayor cantidad de carbono (aproximadamente 38% del total del carbono almacenado) (Figura 3.23) y *Ligustrum lucidum* secuestra la mayor cantidad (aproximadamente 38.9% de todo el carbono secuestrado) (Figura 3.24).

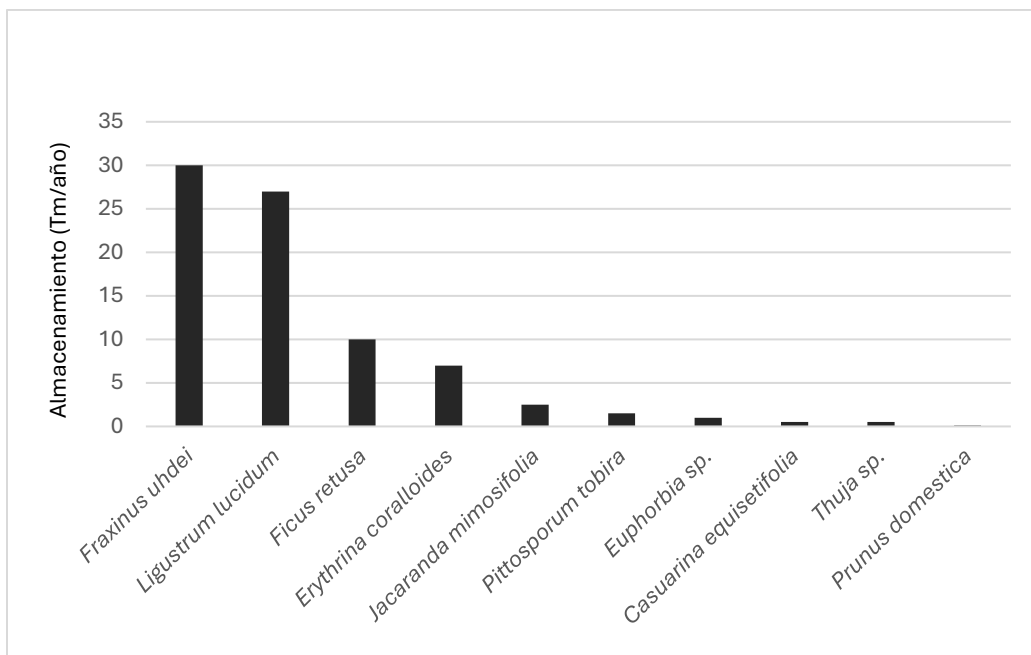


Figura 3.24. Almacenamiento (Tm/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor almacenamiento para el parque Toriello Guerra

Producción de oxígeno

En cuanto a la producción de oxígeno, se calculó que en el parque Toriello Guerra se producen 1.688 toneladas métricas (Tm) de oxígeno al año (Tabla 3.17).

Tabla 3.17. Las principales especies productoras de oxígeno en el parque Toriello Guerra

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Ligustrum lucidum</i>	656.8	148
<i>Fraxinus uhdei</i>	357.06	105
<i>Euphorbia sp.</i>	158.52	3
<i>Ficus retusa</i>	156.02	57
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	96.43	9
<i>Prunus domestica</i>	48.47	11
<i>Yucca sp.</i>	41.37	6
<i>Pittosporum tobira</i>	39.55	4

Cont. Tabla 3.17

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Thuja sp.</i>	37.81	3
<i>Casuarina equisetifolia</i>	37.52	1
<i>Beaucarnea sp.</i>	27.3	1
<i>Cupressus lusitanica</i>	10.61	1
<i>Prunus serotina</i>	10	2
<i>Eriobotrya japonica</i>	6.74	3
<i>Viburnum sp.</i>	2.22	3
<i>Erythrina coralloides</i>	1.34	12
<i>Ficus benjamina</i>	0.11	1

Prevención de la escorrentía

Los árboles del parque Toriello Guerra ayudan a reducir aproximadamente 18.1 m³/año de escorrentía, por un valor asociado de \$810 MXN (43.65 EUR) (Figura 3.25).

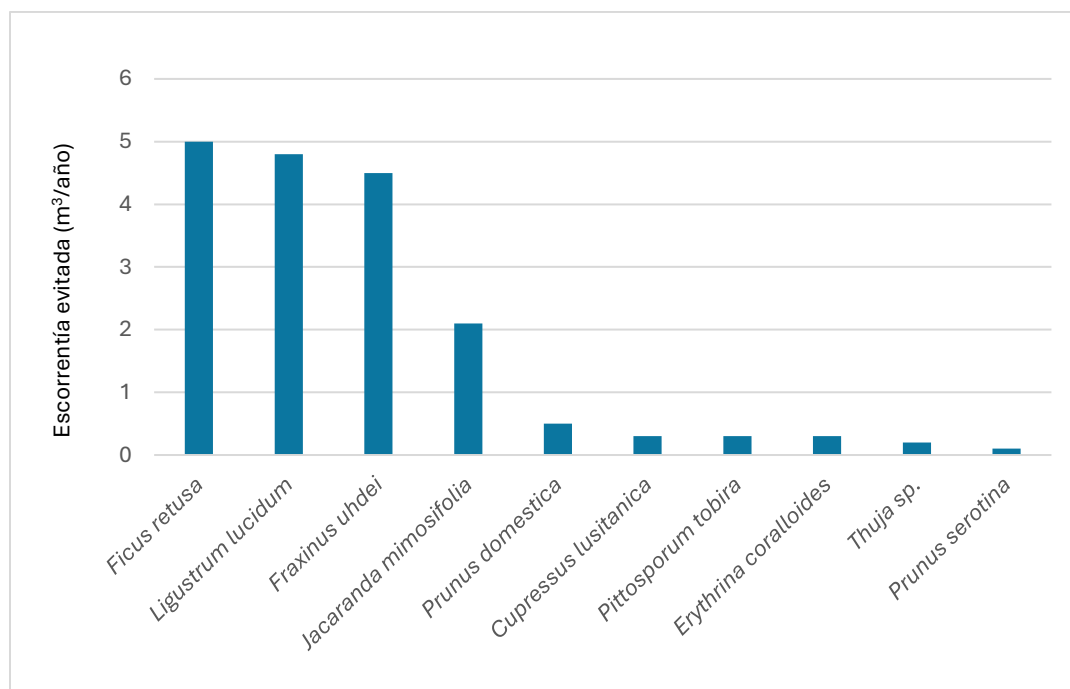


Figura 3.25. Escorrentía evitada (m³/año) de las especies con mayor impacto general del parque
Toriello Guerra

Posibles riesgos de impacto por plagas

En cuanto a los posibles impactos de plagas, el modelo i-Tree arrojó que el parque Toriello Guerra no presenta riesgos de algún tipo de plaga o enfermedad.

3.3.6 Servicios ecosistémicos de las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales

Área foliar

Las especies más dominantes en términos de área foliar son *Fraxinus uhdei*, *Ulmus parviflora* y *Ficus retusa*. Las especies con los valores de importancia más altos están enumeradas en la Tabla 3.18.

Tabla 3.18. Valor de importancia por especie en la Zona de Hospitales

Especie	% Población	% Área foliar	Valor de Importancia
<i>Fraxinus uhdei</i>	33	42.6	75.6
<i>Ficus retusa</i>	14.3	8.4	22.7
<i>Ulmus parvifolia</i>	11.6	10.2	21.7
<i>Ligustrum lucidum</i>	10.7	4	14.7
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	3.4	6.9	10.3
<i>Casuarina equisetifolia</i>	3.5	6.4	9.9
<i>Alnus acuminata</i>	6.1	2.6	8.7
<i>Ficus benjamina</i>	2.8	4.1	6.9
<i>Erythrina coralloides</i>	2.7	1.3	4
<i>Eriobotrya japonica</i>	2.5	1.3	3.7

Mitigación de la contaminación atmosférica

El contaminante que en mayor cantidad puede ser eliminado por los árboles es el ozono. Se estimó que los árboles eliminaron 159.4 kg de la contaminación del aire (O₃, CO, NO₂, PM_{2.5} y SO₂) al año, con un valor asociado de \$111,000 MXN, aproximadamente 5,982.16 EUR (Figura 3.26).

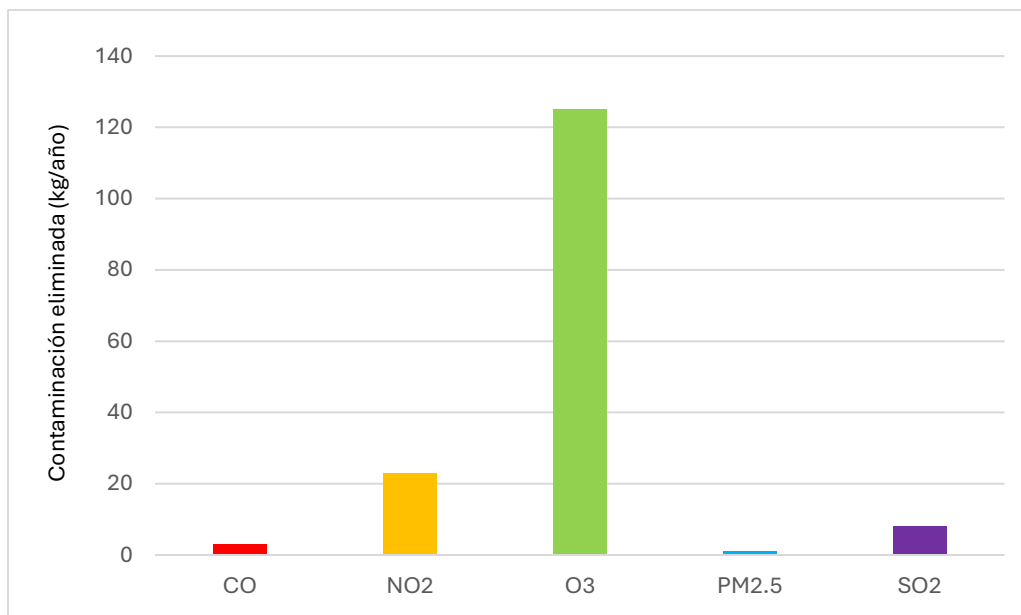


Figura 3.26. Eliminación (kg/año) de la contaminación por los árboles de las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales

Se estimó que los árboles de la Zona de Hospitales emiten aproximadamente 41.74 kg de compuestos orgánicos volátiles al año (BVOCS) (38.04 kg de isoprenos y 3.7 kg de monoterpenos). El 57% de las emisiones de BVOCS fueron de *Casuarina equisetifolia* y *Ficus retusa*.

Secuestro y almacenamiento de carbono

El secuestro bruto de los árboles de la Zona de Hospitales es de casi 1899 kg de carbono por año con un valor asociado de \$5,300 MXN, lo que equivale aproximadamente a 285.63 EUR (Figura 3.27).

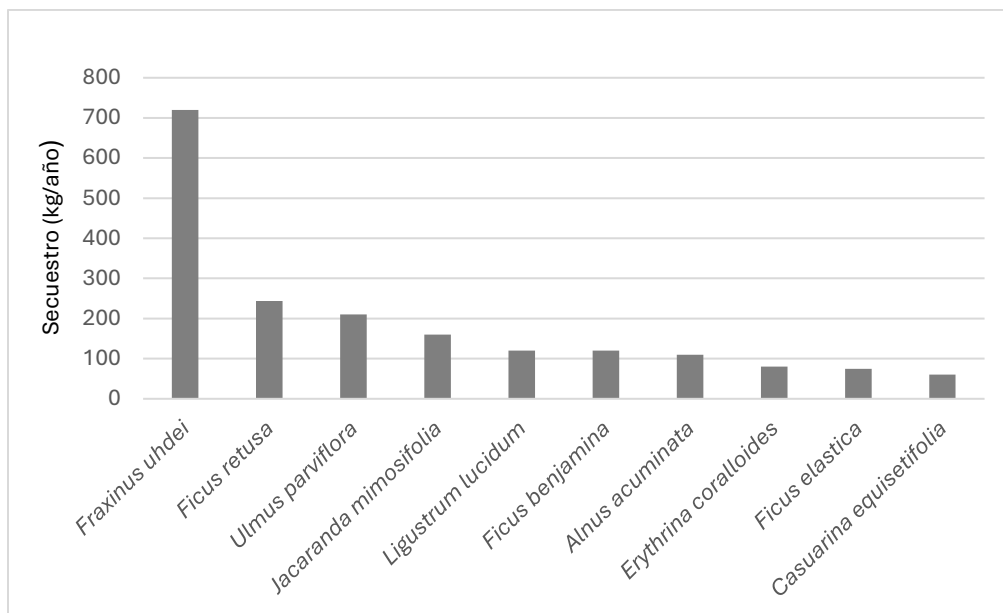


Figura 3.27. Secuestro bruto (kg/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor secuestro de las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales

El modelo calculó que los árboles de la Zona de Hospitales almacenan 269 toneladas de carbono (\$754,000 MXN) (40,635.59 EUR). De las especies muestreadas, *Fraxinus uhdei* almacena y secuestra la mayor cantidad de carbono (aproximadamente 39.1% del total de carbono almacenado y 37.7% de todo el carbono secuestrado) (Figura 3.28).

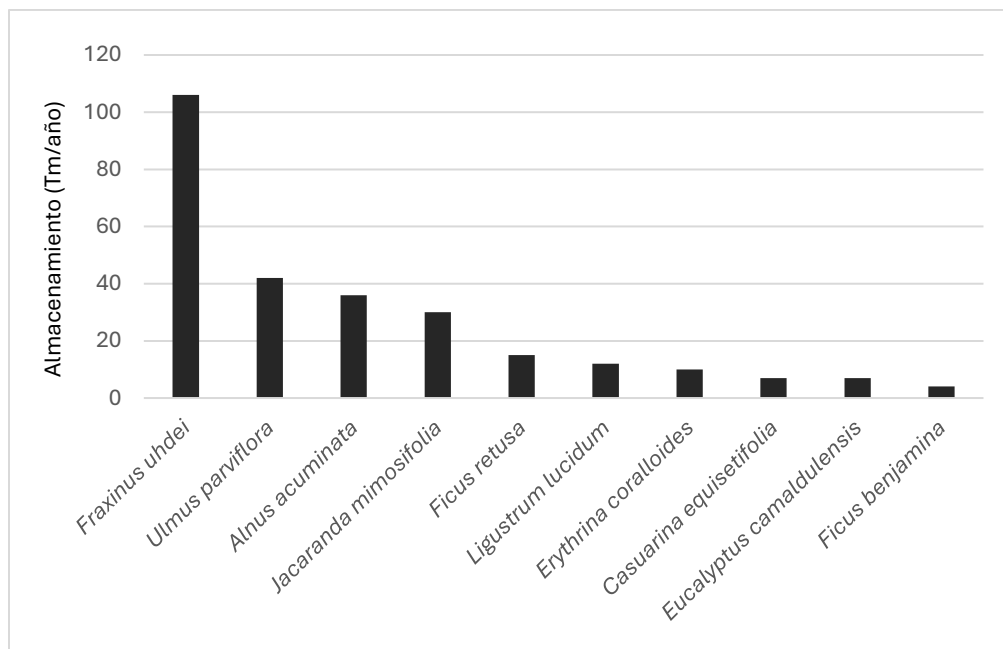


Figura 3.28. Almacenamiento (Tm/año) de carbono calculado para las especies de árboles con el mayor almacenamiento de las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales

Producción de oxígeno

En cuanto a la producción de oxígeno, se calculó que en la Zona de Hospitales se producen 5.063 toneladas métricas (Tm) de oxígeno al año (Tabla 3.19)

Tabla 3.19. Las principales especies productoras de oxígeno en las avenidas arboladas aledañas la Zona de Hospitales

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Fraxinus uhdei</i>	1,906.64	348
<i>Ficus retusa</i>	621.36	151
<i>Ulmus parvifolia</i>	547.45	122
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	410.69	36
<i>Ligustrum lucidum</i>	294.67	113
<i>Ficus benjamina</i>	235.93	30
<i>Alnus acuminata</i>	228.66	64

Cont. Tabla 3.19

Especie	Oxígeno (kg)	Número de árboles
<i>Erythrina coralloides</i>	150.7	28
<i>Ficus elastica</i>	142.22	2
<i>Casuarina equisetifolia</i>	120.28	37
<i>Platanus hybrida</i>	76.89	1
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	57.24	21
<i>Eriobotrya japonica</i>	49.83	26
<i>Schinus terebinthifolia</i>	42	13
<i>Liquidambar styraciflua</i>	35.92	9
<i>Schinus molle</i>	29.02	3
<i>Pinus radiata</i>	22.29	19
<i>Erythrina corallodendron</i>	14.77	1
<i>Populus deltoides</i>	13.89	2
<i>Cupressus lusitanica</i>	13.49	7

Prevención de la escorrentía

Los árboles de la Zona de Hospitales ayudan a reducir aproximadamente 85.7 m³/año de escorrentía por un valor asociado de \$3,900 MXN (210.18 EUR) (Figura 3.29).

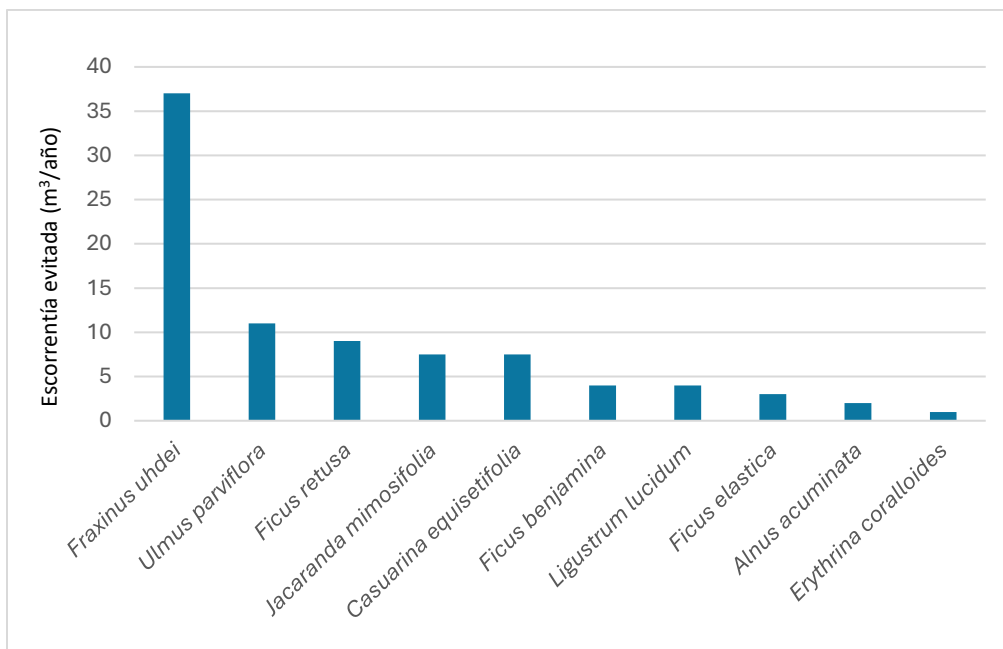


Figura 3.29. Escorrentía evitada (m³/año) para las especies con mayor impacto general en las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales

Posibles riesgos de impacto por plagas

En cuanto a los posibles impactos de plagas, el modelo i-Tree Eco arrojó que los riesgos más grandes que tiene la Zona de Hospitales es *Lymantria dispar*. Esta plaga amenaza al 0.1% de la población de árboles en la Zona de Hospitales. También podría infectarse de *Choristoneura conflictana* (tórtix del álamo) es un deshojar del álamo, que puede afectar al 0.1% de la población de árboles. Asimismo, También podría infectarse de *Bretziella fagacearum*. Esta plaga amenaza un 0.1% de la población de los árboles. Finalmente, también corre el riesgo de tener *Operophtera brumata* y puede afectar al 0.1% de los árboles de la Zona de Hospitales.

3.4 Indicadores para evaluar las condiciones de las áreas verdes urbanas estudiadas

Para estos resultados se utilizaron indicadores para comprobar las características que pueden afectar la prestación de servicios ecosistémicos y el confort de los usuarios en las 6 áreas verdes urbanas analizadas en la Alcaldía de Tlalpan.

De acuerdo con la tipología de Byrne y Sipe (2010), el parque Benito Juárez representa un parque *pocket*, con aproximadamente 0.24 ha, seguido de los parques Cuauhtémoc, Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre y el parque Toriello Guerra los cuales representan parques los cuales oscilan entre 1.15 ha y 2 ha. El parque Nacional de Fuentes Brotantes es un parque Distrital el cual cuenta con 15.26 ha, y finalmente las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales, el cual cuenta con 49 ha, las cuales está representada únicamente por calles arboladas. Todas las áreas están gestionadas por la Alcaldía de Tlalpan.

Indicadores de Biodiversidad

La aplicación de los valores asignados a cada uno de los indicadores (Tabla 3.20) revela que para el indicador 1, todas las áreas verdes urbanas estudiadas tienen una riqueza de especies adecuada, con más de 10 especies diferentes cada una, a excepción del parque Benito Juárez, el cual tuvo 9 especies. El parque que más especies diferentes presentó fue el Parque Ecológico de Peña Pobre con 34 especies.

A través del índice de Shannon (indicador 2) se puede observar que los parques Benito Juárez, Cuauhtémoc y Toriello Guerra tuvieron valores inferiores a 2, por lo que se consideran bajos de biodiversidad. El parque nacional Fuentes Brotantes, el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales tuvieron valores entre 2 e inferiores a 3, considerándose valores moderados de biodiversidad.

Una vez revisados los atributos de cada especie se evaluó el Valor Potencial Alergénico (VPA) (Indicador 3). En relación con el porcentaje de especies emisoras de alérgenos, se destaca que casi todas las áreas verdes urbanas están por encima del 30%, a excepción del parque Toriello Guerra. En el parque Benito Juárez el 55% de las especies son consideradas como moderadas a alta alergenicidad; en el parque Cuauhtémoc el 42% de las especies son consideradas de moderada a muy alta alergenicidad; el parque nacional de Fuentes Brotantes obtuvo un 57% de especies de moderada a alta alergenicidad; en el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre el 47% de las especies fueron consideradas de moderada a muy alta alergenicidad; en el parque Toriello Guerra un 25% de las especies son moderadas y de alta alergenicidad; en las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales el 53% de las especies fueron consideradas de moderadas a muy alta alergenicidad

Al analizar todas las especies presentes en los parques para el indicador 4, se determinó que todas las áreas verdes urbanas analizadas superaban en más de un 15% de las especies presentes tenían algún grado de toxicidad en algunas de las partes de los árboles (hojas, sabia, frutos, semillas, flores etc.), ya sea a los humanos, perros o gatos, por lo que se considera un porcentaje alto. Algunas de estas especies que se encuentran en la mayoría de las áreas verdes urbanas estudiadas, son *Jacaranda mimosifolia*, la cual todas las partes del árbol presenta algún grado de toxicidad; las bajas y las hojas de *Ligustrum lucidum* también presenta sustancias tóxicas; asimismo, las especies de *Ficus* sp. presentan toxicidad en el látex de sus hojas, tallos y frutos (especialmente cuando están verdes). El parque Benito Juárez tiene un 49% de su arbolado con especies tóxicas, el parque Cuauhtémoc un 42%, el parque nacional de Fuentes Brotantes un 27%, el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre un 20%, el parque Toriello Guerra un 53% y las zonas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales tiene un 27%.

El porcentaje de especies invasoras en todas las zonas verdes urbanas estudiadas fueron superiores a dos especies, según el indicador 5, se considera que la presencia de más de dos especies invasoras es alta. Algunas de las especies que más se presentaron en todos los parques como invasoras son *Ligustrum lucidum*, *Eucalyptus* sp., *Casuarina equisetifolia*, entre otras. El parque Benito Juárez tiene un 23% de especies consideradas invasoras, el

parque Cuauhtémoc tiene un 33%, el parque nacional de Fuentes Brotantes tiene un 28%, el parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre tiene un 7%, el parque Toriello Guerra tiene un 40% y las zonas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales tiene un 17% de especies invasoras según la Lista de Especies del Sistema de Información de Especies Invasoras de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).

Para el indicador 6 sobre las especies no nativas, cabe aclarar que, aunque las especies no sean nativas, no quiere decir que sean invasoras; aunque las especies invasoras suelen ser no nativas. Se encontró que en el parque nacional de Fuentes Brotantes el 34% de los árboles eran de especies exóticas al igual que en el parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre con 31% de los árboles, considerándose un porcentaje moderado. Por otro lado, en los parques Benito Juárez el 72%, el parque Cuauhtémoc con 67%, el parque Toriello Guerra con 63% y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales con un 56% de los árboles eran especies exóticas, por lo que se considera que tienen un alto porcentaje.

El porcentaje de especies que emiten BVOC's, indicador 7, es moderado en casi todas las áreas verdes urbanas estudiadas, a excepción del parque Toriello Guerra, en donde la mayoría de las especies tenían bajas emisiones. Se encontró que las especies que más emiten BVOC's son *Casuarina equisetifolia*, *Liquidambar styraciflua*, *Quercus rugosa* y *Eucalyptus* sp. En el parque Benito Juárez se encontró que un 44% de las especies emitían un porcentaje moderado de BVOC's. El parque Cuauhtémoc tuvo un 38% de especies que emitían un porcentaje moderado. Al igual que en el parque anterior, el parque nacional de Fuentes Brotantes tuvo un 38% de especies que emitían un porcentaje moderado de BVOC's; en el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre el 44% de las especies emiten un porcentaje moderado de BVOC; El parque Toriello Guerra tuvo un 56% de especies que emitían un bajo porcentaje de BVOC; En las avenidas arboladas aledañas a la zona de hospitales el 60% de las especies que ahí se encuentran son consideradas moderadas en su emisión de BVOC.

Tabla 3.20. Resultados obtenidos de los indicadores de Biodiversidad de las diferentes áreas verdes urbanas estudiadas

IND	BJ	C	FB	LPP	TG	ZH
1	Alto	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
2	Moderado	Moderado	Alto	Alto	Moderado	Alto
3	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Alto	Bajo
4	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
5	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
6	Bajo	Bajo	Alto	Alto	Bajo	Bajo
7	Alto	Alto	Alto	Alto	Moderado	Alto

BJ: Parque Benito Juárez; C: Parque Cuauhtémoc; FB: Parque nacional de Fuentes Brotantes; LPP: Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre; TG: Parque Toriello Guerra; ZH: Avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales. Bajo  Moderado  Alto 

Indicadores de Accesibilidad/ Facilidades

El acceso a las áreas verdes urbanas estudiadas (indicador 8) (Tabla 3.21), no está presente en todas, ya que en el parque nacional de Fuentes Brotantes no cuenta con rampas o caminos de fácil acceso para las personas con poca movilidad. Asimismo, cabe destacar que aunque las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales no es un parque, se encontró que lejos de facilitar el libre tránsito de los transeúntes por las calles, siendo principalmente recorridas por pacientes de los hospitales, las calles estaban repletas de puestos ambulantes, aceras en mal estado y varios obstáculos como maceteros grandes que ocupaban más de la mitad de la acera, provocando que las pacientes con sillas de ruedas tuviesen que bajar a la calle para poder transitar.

Para el indicador 9, se encontraron únicamente que el parque nacional de Fuentes Brotantes y el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre contaban con cuerpos de agua. Esto se debe a que en estas áreas verdes urbanas existen en cada uno manantiales. En el caso del parque nacional de Fuentes Brotantes es un manantial que se convierte en un pequeño

riachuelo que va desde la entrada del parque hasta un pequeño estanque al final del parque. En el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre es un manantial que nace al final de parque en la zona del muro que divide al parque con una zona comercial. El resto de los parques no tuvo puntos de agua, tales como fuentes, y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales, al ser calles de tránsito no es un elemento que contenga cuerpos de agua.

La zona de juegos infantiles, del indicador 10, muestra que los parques Cuauhtémoc, el parque nacional de Fuentes Brotantes y Toriello Guerra tienen esta zona. En el caso del parque de Benito Juárez, al ser un parque *pocket*, no suficiente espacio para este tipo de facilidades, ya que, por lo general, este parque es visitado principalmente por gente mayor y familiares de los pacientes de los hospitales cercanos. En el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre no existen una zona de juegos infantiles, sin embargo, cabe mencionar que tienen diversos locales en donde se imparten talleres de manualidades para niños. Las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales naturalmente no cuentan con este tipo de infraestructuras por ser un área de paso, tanto de automóviles, como de personas. El resto de las áreas verdes urbanas estudiadas cuentan con zonas de juegos infantiles por ser parques en donde las zonas residenciales los rodean.

La iluminación nocturna, indicador 11, se encuentra presente en casi todas las áreas verdes urbanas estudiadas con excepción del parque nacional de Fuentes Brotantes y el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre, ya que ambos parques se encuentran cerrado al público durante la noche. El resto de las áreas verdes urbanas, son de libre acceso las 24 horas y hay buena iluminación.

Al igual que en las zonas de juegos infantiles, el equipamiento de ejercicio al aire libre, el indicador 12, no se encuentran presentes en el parque Benito Juárez, el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales por las mismas razones. Sin embargo, en el parque Cuauhtémoc, el parque nacional de Fuentes Brotantes y el parque Toriello Guerra, existen equipamientos para realizar ejercicio en buenas condiciones, y se puede ver a las personas haciendo buen uso de ellos.

Las instalaciones deportivas, indicador 13, en los parques Cuauhtémoc y Toriello Guerra existe una pista para correr en la periferia del parque. El parque Nacional de Fuentes Brotantes es el parque con mejores instalaciones deportivas, contando con canchas de basquetbol y futbol, además de diversos caminos para correr.

Las áreas de descanso, indicador 14, estuvieron presentes en todas las áreas verdes urbanas estudiadas. Todas ellas contaban con bancas, incluso las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales, tenía áreas de descanso cercana a las entradas de los hospitales.

Todas las áreas verdes urbanas estudiadas tenían servicio de limpieza (indicador 15), todas contaban con botes de basura. Los parques más limpios fueron el parque Cuauhtémoc, el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre y Toriello Guerra. Las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales, estaba relativamente limpia, a pesar de la cantidad de puestos ambulantes de comida callejera.

Tabla 3.21. Resultados obtenidos de los indicadores de Accesibilidad/Facilidades de las diferentes áreas verdes urbanas estudiadas

IND	BJ	C	FB	LPP	TG	ZH
8						
9						
10						
11						
12						
13						
14						
15						

Presencia  Ausencia 

Indicadores de infraestructura gris-verde-azul

Una vez aplicado los indicadores relacionados a la Infraestructura (Tabla 3.22), se destaca que el porcentaje de dosel arbóreo (indicador 16) fue alto para el parque nacional de Fuentes Brotantes y bajo para las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales; el resto de los parques tuvo una cobertura del dosel arbóreo moderado. En el parque Benito Juárez fue de un 58.7%; en el parque Cuauhtémoc hubo una cobertura del dosel arbóreo de un 56.5%; en el parque nacional de Fuentes Brotantes la cobertura fue de 60%; en el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre el porcentaje fue de 58.9%; en el parque de Toriello Guerra el porcentaje fue de 55.6%; y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales tuvo una cobertura del dosel arbóreo de 22%.

El porcentaje de suelo impermeable (indicador 17) fue moderado en la mitad de las áreas verdes urbanas estudiadas con un porcentaje entre el 20 y el 40% y bajo para la otra mitad de las áreas con un porcentaje menor al 20%. En el parque Benito Juárez la cobertura de suelo impermeable fue de un 21.53%, el parque Cuauhtémoc tuvo un porcentaje bajo con un 17.7%, el parque nacional de Fuentes Brotantes tuvo un 14.2%; el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre tuvo un 11.6%; el parque de Toriello Guerra tuvo un porcentaje de 25.7%; las zonas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales tuvieron un 23.3%.

El porcentaje de elementos de agua (indicador 18) para los parques de Benito Juárez, Cuauhtémoc, Toriello Guerra y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales el porcentaje fue nulo, ya que en estas zonas no se encontraron ningún cuerpo de agua. En el parque nacional de Fuentes Brotantes si se encontraron elementos de agua, como un manantial que formaba un pequeño riachuelo que desembocaba en un estanque al final del parque, el porcentaje fue moderado, con un 3.6% de cobertura. El Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre tuvo un 4.3%.

Respecto a la superficie de césped (indicador 19), en los parques Cuauhtémoc, Fuentes Brotantes, el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre y el parque Toriello Guerra, el porcentaje de superficie cubierta por césped fue mayor al 10%. Para el parque de Benito

Juárez fue moderado con un porcentaje de 7.8%; el parque Cuauhtémoc presentó un porcentaje de 24.2%; el parque nacional de Fuentes Brotantes tuvo un porcentaje de 16.6%; el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre tuvo un porcentaje de 18.3%; el parque de Toriello Guerra tuvo un porcentaje de 16.7%; las zonas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales tuvieron un 9.2%.

La cobertura de infraestructuras grises (indicador 20) fue baja para la mayoría de los parques, a excepción del parque Benito Juárez en donde el porcentaje de infraestructura gris fue moderada y al para las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales. En el parque de Benito Juárez fue moderado con un porcentaje de 11.8%; el parque Cuauhtémoc presentó un porcentaje de 1.6%; el parque nacional de Fuentes Brotantes tuvo un porcentaje de 5.4%; el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre tuvo un porcentaje de 6.8%; el parque de Toriello Guerra tuvo un porcentaje de 1.8%; las zonas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales tuvieron un 45.4%.

Tabla 3.22. Resultados obtenidos del indicador de infraestructura gris-verde-azul de las diferentes áreas verdes urbanas estudiadas

IND	BJ	C	FB	LPP	TG	ZH
16	Alto	Alto	Bajo	Alto	Alto	Moderado
17	Alto	Moderado	Moderado	Moderado	Alto	Alto
18	Bajo	Bajo	Alto	Alto	Bajo	Bajo
19	Alto	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
20	Alto	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado	Bajo

Bajo  Moderado  Alto 

Capítulo 4: Discusión

4.1 Estado del arte de la infraestructura verde

Uno de los mayores problemas con los que se enfrentan las grandes ciudades es el de hacer compatible la expansión urbana con la sustentabilidad ambiental. Los estudios indican que desde 1980 hasta 2017, la población urbana de la Ciudad de México ha pasado de tener alrededor de 14 millones de personas a más de 21 millones de personas, lo que quiere decir un crecimiento poblacional del 1.1%. No obstante, el crecimiento de la superficie urbana ha crecido a un ritmo tres veces superior, es decir, un 3.3%, pasando de una superficie de 61,820.37 ha a 235,267.873 ha para el mismo periodo (ONU-HABITAT- INFONAVIT, 2018).

En 2020, la población de Tlalpan fue de 699,928 habitantes, en comparación a 2010, la población de Tlalpan creció un 7.59%. Asimismo, desde finales de los años 50, la Alcaldía de Tlalpan ha perdido un total de 2,871.60 hectáreas de suelo de conservación debido a la expansión de la mancha urbana y del crecimiento de poblados rurales (GOCDMX, 2022). Esto ha derivado en la pérdida de alto valor ambiental para la ubicación de estos asentamientos, motivado por el cambio de uso de suelo.

La expansión de la mancha urbana en la Ciudad de México ha pasado de tener un incremento generalizado en la mayoría de sus Alcaldías, al concentrarse en la zona sur desde el 2005. Las Alcaldías de Tlalpan y Xochimilco (ambas ubicadas al sur de la Ciudad de México), tuvieron un incremento superior a las 1,107 ha, y se pronostica que para el 2030, la Alcaldía de Tlalpan ocupará el tercer lugar en el crecimiento de la mancha urbana de la Ciudad de México.

La tendencia del crecimiento de la mancha urbana indica que la demanda de suelo será primordialmente al sur de la Ciudad de México, lo que significa que esta expansión será a costa de los recursos naturales, pues el crecimiento será sobre el suelo de conservación.

En vista de los complejos desafíos ambientales que se presentan, los científicos y tomadores de decisiones están en la necesidad de seguir explorando el campo de la ecología urbana, para ampliar la aplicación de los conocimientos ecológicos en nuevas maneras de contribuir a la conformación de los ecosistemas urbanos. Actualmente la ecología urbana sigue siendo un campo por explorar en el ámbito científico, económico y sociocultural.

Utilizar la infraestructura verde como herramienta de planeación conlleva ventajas conceptuales y otras de gran importancia a lo largo de los procesos de construcción de infraestructura. Desde el punto de vista conceptual, la planeación y el manejo de redes de infraestructura verde puede convertirse en la guía hacia la creación de nuevos espacios abiertos, relacionados a la conservación, la resiliencia, la recreación y otros futuros usos que fomenten y tomen en cuenta la sustentabilidad territorial, identificación de prioridades a corto, mediano y largo plazo (Benedict, et al., 2006, Suárez, et al., 2011). Por lo tanto, el manejo de las áreas verdes urbanas es un elemento clave para la planificación de las ciudades resilientes, las cuales deben de asegurar que puedan prosperar durante los escenarios del cambio climático, ya que la vegetación es vulnerable ante el calor extremo y eventos de sequía, lo cual puede incrementar la frecuencia y severidad del cambio climático (Esperon-Rodriguez, et al., 2022).

Además de crear nuevos espacios verdes, es muy importante cuidar los árboles maduros, ya que estos son los que más carbono secuestran y almacenan carbono, siempre y cuando se encuentren saludables. Sin embargo, durante el trabajo de campo se observó que no siempre las áreas verdes urbanas estudiadas estaban en óptimas condiciones, puesto que en los parques había presencia de muérdago, mal manejo de poda de los árboles, así como árboles afectados por la contaminación de los automóviles, sobre todo en las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales. Por lo tanto, es importante proteger la vegetación dentro del suelo urbano y crear una red de espacios verdes de acceso público, ofreciendo una variedad de diferentes condiciones microclimáticas, evitando los eventos de islas de calor urbano, siempre y cuando, estas redes estén adecuadas a las condiciones y necesidades de los usuarios.

No solo los eventos de las islas de calor urbano es uno de los efectos negativos del cambio climático, también exacerba los problemas de inundaciones y calidad del agua. La inclusión de espacios verdes como parte de los nuevos desarrollos urbanos, así como la integración de mejores condiciones dentro de las regiones urbanas existentes, podría ayudar a mitigar estos riesgos.

Aumentar el área y la calidad de estas áreas verdes urbanas va de la mano del mantenimiento de ellas. La Alcaldía de Tlalpan ha invertido varios millones de pesos mexicanos en su creación y mantenimiento, sin embargo, existen algunos temas generales, tales como las prácticas de manejo intensivas y mal manejadas, que lejos de mejorar la calidad, la han deteriorado. Si bien se han reconocido la importancia de las áreas verdes urbanas para la biodiversidad, aún existe una falta de modelos rectores para la planificación y mantenimiento de la biodiversidad a nivel de ciudad. Replantear las estrategias de mantenimiento del arbolado urbano, resulta importante para la salud de los ejemplares y el tipo de poda que se les da.

4.2 Identificación de los principales servicios y diservicios ecosistémicos que generan las áreas verdes de estudio

Respecto a la identificación y estimación de los principales servicios y diservicios de los ecosistemas que generan las áreas de estudio se identificó que las especies más comunes en las áreas verdes urbanas estudiadas fueron *Fraxinus uhdei*, *Ligustrum lucidum* y *Ficus retusa*, encontrándose en seis, cuatro y tres áreas verdes urbanas estudiadas, respectivamente. Esto no es de extrañar, puesto que en un estudio sobre las Especies de árboles y arbustos frecuentes en la 2da sección del Bosque de Chapultepec (Benavides, et al., 2011), Alcaldía Miguel Hidalgo, en la Ciudad de México, también se encontró que las especies más comunes eran *Fraxinus uhdei*, *Ligustrum lucidum*, entre otras especies que también se encontraron en las áreas verdes urbanas estudiadas. Otro estudio anterior, sobre el Inventario del arbolado de alineación de la Ciudad de México (Chacalo, et al., 1996),

muestra que las especies más comunes en la Alcaldía de Tlalpan son *Fraxinus uhdei*, *Cupressus* sp., *Ligustrum lucidum* y *Casuarina equisetifolia*, todas ellas encontradas en las áreas verdes urbanas estudiadas.

Los resultados del diámetro a la altura del pecho (DAP) al ser utilizados para calcular la biomasa total de un árbol están en función de la especie y su altura (Rügnitz, et al. 2009). Esto se puede ver en la Figura 3.3 en donde el parque Benito Juárez contaba en su mayoría con árboles de menor diámetro que coinciden con una altura de los árboles igualmente más pequeños en donde los árboles como *Citrus maxima*, *Ficus benjamina*, *Eriobotrya japonica*. A diferencia de los árboles encontrados en el parque Nacional de Fuentes Brotantes, en donde se encontraron árboles con diámetros superiores a 121.9 cm de DAP, los cuales coinciden con los árboles más altos encontrados en este parque, tales como, *Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus globulus*.

Las áreas verdes urbanas son creadas artificialmente casi en su totalidad, es por ello por lo que la selección de especies de árboles es clave para optimizar los beneficios que el ecosistema provee y que las especies de árboles prosperen en el futuro. Existe un debate en el cual se discute si solamente se deben de utilizar especies nativas y evitar las especies exóticas para evitar riesgos de especies invasoras y pérdida de biodiversidad. En el estudio de Benavides (1992), se estima que en la Ciudad de México el 70% de los árboles en las áreas verdes urbanas son exóticas. En este estudio se encontró que el porcentaje de especies exóticas era de entre el 31 a 72% de especies exóticas. Asimismo, se encontró que, en la mayoría de las áreas verdes urbanas estudiadas, las especies provenientes de Asia eran predominantes, a excepción del Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales en donde la mayoría eran nativas de México, seguidas de Asia. Las especies más comunes dentro de las áreas verdes urbanas estudiadas fueron *Fraxinus uhdei*, *Ligustrum lucidum* y *Ficus retusa*, las dos últimas son especies exóticas.

Las especies exóticas representaron la mayoría de los árboles en las áreas verdes urbanas estudiadas. De acuerdo con el modelo i-Tree Eco, los taxones exóticos también

proporcionan beneficios significativos de los servicios ecosistémicos, como por ejemplo, en el secuestro y almacenamiento de carbono, en donde especies tales como *Jacaranda mimosifolia*, *Ficus retusa*, *Ligustrum lucidum* y *Eucalyptus globulus*, también *Ligustrum lucidum* fue una de las especies que mayor oxígeno producen y en el caso de la prevención de la escorrentía, todas las especies fueron de origen alóctono.

La importancia del área foliar reside en calcular la remoción de PM₂₅ utilizando una función de velocidad de deposición uniforme y una tasa de resuspensión para todas las especies de árboles, que varían según el área de la hoja y la velocidad del viento, de acuerdo con el modelo de i-Tree Eco (Pace, et al. 2021). Lo anterior quiere decir que, en el Parque Benito Juárez, el valor de mayor importancia y la especie que más domina la estructura de este parque, así como la que más capacidad de remoción de PM₂₅ es *Jacaranda mimosifolia*; en el parque Cuauhtémoc es *Ficus retusa*; en los parques de Fuentes Brotantes, el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales es *Fraxinus uhdei*; en el Parque Toriello Guerra es *Ligustrum lucidum*.

La contaminación atmosférica es una preocupación importante para la Ciudad de México. Uno de los papeles más importantes de la vegetación urbana es la eliminación de los contaminantes del aire. Los estudios han revelado que los árboles urbanos, sobre todo aquellas especies con bajas emisiones de BVOC's pueden ser una estrategia para ayudar a reducir los niveles de ozono en la atmósfera (Cardelino y Chameides, 1990; Taha, 1996; Nowak, et al., 2000). La contribución de las áreas verdes urbanas estudiadas a la mitigación de la contaminación atmosférica arrojó que en todas estas áreas el O₃ y el NO₂ fueron los contaminantes que más se eliminaron por la vegetación urbana. Asimismo, se encontró que en el parque Benito Juárez, las especies que más BVOC's emitieron fueron *Eucalyptus camaldulensis* y *Ficus benjamina*; en el parque Cuauhtémoc fueron *Ficus retusa* y *Eucalyptus camaldulensis*; en el parque nacional de Fuentes Brotantes fueron *Eucalyptus globulus* y *Ligustrum lucidum*; en el Parque Ecológico de Peña Pobre fueron *Cupressus lusitánica* y *Araucaria heterophylla*; en el parque Toriello Guerra fueron *Ligustrum lucidum* y *Ficus retusa*; y en las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales fueron *Casuarina equisetifolia* y *Ficus retusa*. Como se puede apreciar, las especies de *Eucalyptus* sp. y *Ficus*

sp., son las especies de árboles que están presentes en todos los parques. Estas especies al emitir grandes cantidades de BVOC's, pueden ser formadoras de O_3 bajo condiciones altas temperaturas, por lo que se debería evitar la plantación de grandes cantidades de árboles de estas especies. Por lo que son especies que no deberían estar presentes en grandes proporciones a la hora de diseñar áreas verdes urbanas (Tabla 4.1).

Las plantas tienen la capacidad de secuestrar CO_2 atmosférico por las hojas de los árboles mediante la fotosíntesis, la vía biosintética primaria en la que el CO_2 y el agua se utilizan para producir carbohidratos y devolver el O_2 a la atmósfera. A través del proceso de respiración, estos carbohidratos se metabolizan para proporcionar a la planta la energía necesaria para su crecimiento y funcionamiento (Fares, et al. 2017). En este estudio se pudo observar que en el parque Benito Juárez las especies que más carbono secuestraban era *Jacaranda mimosifolia* y *Fraxinus uhdei*; en el parque Cuauhtémoc las especies más relevantes eran *Ficus retusa* y *Ligustrum lucidum*, en el parque nacional de Fuentes Brotantes las especies con mayor capacidad de secuestro son *Fraxinus uhdei* y *Eucalyptus globulus*; en el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre es por mucho *Fraxinus uhdei* y con una menor capacidad de *Ligustrum lucidum*; en el parque Toriello Guerra fueron las especies de *Ligustrum lucidum* y *Fraxinus uhdei*; y finalmente en las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales las especies que más carbono secuestran es *Fraxinus uhdei* y *Ficus retusa*. Se observa que *Fraxinus uhdei* es la especie que en casi todas las áreas verdes urbanas estudiadas tuvo una gran relevancia en el secuestro de carbono. En un estudio comparativo entre el secuestro de carbono entre la ciudad de Los Ángeles y la ciudad de Sacramento en Estados Unidos, se encontró que al igual que en este estudio, *Fraxinus uhdei* tenían una alta capacidad de secuestro de carbono. La concentración de CO_2 en la atmósfera puede tener un efecto fertilizante, estimula la fotosíntesis y la productividad forestal, sin embargo, si las concentraciones de CO_2 son excesivas, esto podría tener un efecto contrario, ya que la biomasa forestal y los suelos de los ecosistemas terrestres podrían saturarse, lo que reduciría la capacidad de secuestro de carbono, además, el calentamiento climático aumentará la frecuencia de sequías, lo que podría convertir los sumideros de CO_2 en fuentes, ya que se reduciría la fotosíntesis y provocaría la descomposición de la materia

orgánica. Estas condiciones de estrés pueden desencadenar vías biosintéticas alternativas que pueden liberar carbono en forma de BVOC's (Fares, et al. 2017). Estudios como el de Fares, et al. (2013) revela que la vegetación expuesta a altas concentraciones de ozono es afectada por este oxidante y reduce la asimilación de carbono (Tabla 4.1).

En el estudio se observó una constante relación entre la producción de oxígeno y el secuestro de carbono. Específicamente, las especies de *Fraxinus uhdei* y *Ligustrum lucidum* sobresalieron en casi todas las áreas verdes urbanas estudiadas como especies productoras de oxígeno. Esta relación entre la producción de oxígeno y el secuestro de carbono también se ha visto en otros estudios similares como en el trabajo de González-Hernández, et al. (2023) y Martínez-Trinidad, et al. (2021), que a pesar de se encontraron diferentes especies, existe una relación intrínseca entre la producción de oxígeno y la cantidad de carbono secuestrado. La muerte de los árboles conduce a una eventual liberación del carbono almacenado. Para estimar la cantidad neta de carbono secuestrado por los árboles urbanos después de la descomposición, se deben de considerar las emisiones de carbono resultante después de la muerte de los árboles (Nowak, et al., 2007). Esto justifica los resultados negativos del parque nacional de Fuentes Brotantes, en donde la producción de oxígeno fue negativa, ya que al ser un parque en donde no se practica un mantenimiento intensivo a la vegetación del lugar, durante el muestreo se contabilizaron árboles que ya estaban muertos o en pobres condiciones. En este sentido, cabe resaltar que durante el levantamiento de datos se pudo comprobar que casi al 70% de los árboles les hacía falta el 95-99% de la copa, además casi la mitad de los árboles tenían una condición mala y casi un tercio estaba en una condición pobre. Lo anterior significa que los árboles de esta área verde urbana se encontraban en malas condiciones de manejo y la mayoría de los árboles estaban muriendo y por lo tanto se estaban descomponiendo más rápido de lo que producían oxígeno.

Los árboles desempeñan un papel vital en el manejo de la escorrentía al mejorar la infiltración del agua de lluvia al subsuelo (Hirabayashi, et al., 2013). La escorrentía neta está directamente relacionada con el valor de importancia por especie. En el ecosistema urbano, los árboles desempeñan un papel vital en el manejo de la escorrentía al interceptar la lluvia en el dosel y reducir el caudal y cambiar el tiempo de concentración de la escorrentía a

través del almacenamiento temporal de agua en la superficie del dosel (Sanders, 1986). El agua de lluvia interceptada en las hojas y ramas de los árboles se amacena temporalmente en la superficie de las hojas y corteza, y eventualmente cae a la superficie del suelo. Una disminución en el volumen de escorrentía de la lluvia reduce el riesgo de inundaciones, el lavado de contaminantes superficiales y la carga de contaminantes en la escorrentía. La capacidad de intercepción de la lluvia por las áreas verdes urbanas está influenciado por su estructura, es decir, las especies, dimensiones y niveles de población, así como por la arquitectura del árbol, tales como el periodo de foliación, área de la superficie de las hojas y tallos, fracción de claros entre las ramas y capacidad de almacenamiento de retención en la superficie (Xiao et al., 2000). En los estudios de Xiao y McPherson (2016) y Li et al. (2016) determinaron que las capacidades de almacenamiento de agua fueron mayores para las copas de las coníferas, seguidas de los árboles con hojas latifoliadas perennes y finalmente los árboles con hojas latifoliadas caducifolias. En este estudio, no se encontró ninguna especie de conífera que sea relevante para la reducción de escorrentía. Sin embargo, de las especies más importantes para la reducción de la escorrentía se encontró una mezcla de especies de hojas caducifolias (*Jacaranda mimosifolia* y *Ulmus parviflora*), y especies de hojas perennifolias (*Fraxinus uhdei*, *Ficus retusa*, *Ligustrum lucidum*, *Alnus acuminata* y *Cupressus lusitanica*) (Tabla 4.1).

Al comparar los resultados sobre los posibles riesgos de impactos por plagas que i-Tree Eco arrojó, no se encontró ninguna coincidencia de especies de plagas con otros estudios hechos en la Ciudad de México. Esto se debe a que el modelo i-Tree tiene la limitante, en este apartado específico, de ser para las especies encontradas en Estados Unidos. En los estudios de Reséndiz-Martínez, et al. (2020) realizado en la Alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México, y Benavides, et al. (2011) realizado en la Alcaldía Miguel Hidalgo, se encontró que en la especie de *Fraxinus uhdei* las plagas más comunes son *Tropidosteptes chapingoensis* (chinche del fresno), *Olygonichus punicae* (ácaro), *Aceria fraxiniflora* (eriófido), *Hylesinus aztecus* (escarabajo), *Traleurodes vaporariorum* (mosquita blanca), *Stenomacra marginella* (chinche), *Pterourus malticaudata* (mariposa defoliadora), *Crassaspis multipora* (coccidio), y *Lasiodiplodia theobromae* (hongo). Esto es de gran

relevancia, ya que *Fraxinus uhdei* es una de las principales especies de árboles presentes en todas las áreas verdes urbanas estudiadas. La especie de *Ligustrum lucidum*, la cual se encuentra en gran porcentaje en 4 de las áreas verdes urbanas estudiadas puede ser afectada por *Stenomacra marginella*, *Rothschildia orizaba* (mariposa defoliadora), *Tetranychus cinnabarinus* (ácaro), *Cladocolea loniceroides* (muérdago) y *Struthanthus quercicola* (muérdago). La especie de *Ficus retusa* corre el riesgo de contraer *Empoasca* sp. (chicharrita), *Alebra* sp. (chicharrita) y *Greenidea ficicola* (pulgón). Asimismo, otra especie de árbol con una importante presencia en las áreas verdes urbanas estudiadas es *Cupressus lusitanica*, la cual puede correr el riesgo de contraer *Phloeosinus baumanni* (descortezador), *Cinara* sp. (pulgón), *Oligonychus ununguis* (ácaro), *Phaeolus schweinitzii* (hongo) y *Poyporus* sp. (hongo).

Los parques seleccionados para este estudio son de tipología variada, incluyendo parque pocket (Benito Juárez), vecinales (Cuauhtémoc, Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre y Toriello Guerra), distritales (parque nacional de Fuentes Brotantes) y calles y avenidas (avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales). En total se han podido establecer el VPA de más de 60 especies de árboles diferentes. Se puede observar una relación entre el VPA y la densidad de los árboles. Esta relación se puede observar en el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre en donde se encontraron 94 árboles/Ha, y valores de alergenicidad elevados, en comparación con las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales en donde se encontraron 22 árboles/Ha, y valores de alergenicidad bajos. El Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre al tener un valor superior a 0.3, llegando a tener 0.65 puede llegar a causar molestias a la población, ya que especies tales como *Alnus acuminata*, *Araucaria heterophylla*, *Cupressus lusitanica*, *Cupressus macrocarpa*, *Cupressus sempervirens*, *Juniperus deppeana*, *Liquidambar styraciflua*, *Morus alba* y *Taxodium mucronatum* se encuentran presentes en el parque y cabe destacar que tienen una estrategia de polinización anemófila (Tabla 4.1).

En relación con el Índice de Alergenicidad Potencial cabe señalar que este índice es un valor teórico que expresa el valor máximo que puede alcanzar un espacio de tamaño y características similares, en el que las especies tienen un valor máximo de VPA de cada

especie, es decir, aquellas especies con estrategias de polinización anemófila (pe), periodo de polinización mayor a seis semanas (dpp) y un potencial alergénico (ap). La vegetación de las áreas estudiadas tiene valores de IUGZA apegados a la realidad, ya que las condiciones meteorológicas con las que cuenta la Ciudad de México, con periodos de temperatura que pueden superar los 25°C en los meses más cálidos, pueden favorecer el desarrollo fenológico, permitiendo que la vegetación logre un desarrollo favorable para la emisión de polen.

La aplicación del IUGZA en las seis áreas verdes urbanas estudiadas muestran una variabilidad en los niveles de alergenicidad potencial, en donde encontramos un índice de 0.65 en el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre, lo que significa que se considera un espacio con un alto riesgo para la salud. El resto de las áreas verdes mostraron índices de alergenicidad moderados.

Un aspecto importante para considerar es la relación entre el índice de alergenicidad y la densidad de especies. Mientras que en las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales el IUGZA es de 0.02, con una densidad de árboles de 21.5 árboles por ha y el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre tiene un índice de 0.65, con una densidad de árboles de 199 árboles por ha, lo que indica que existe una relación entre el IUGZA y la densidad de árboles existentes en las áreas. Esta relación también fue observada en “Salud Ambiental de los parques españoles: Aproximación al potencial alergénico de espacios verdes urbanos” (Cariñanos, et al., 2017b). Asimismo, los resultados del IUGZA también están relacionados con los parámetros biológicos de las especies encontradas y su densidad, más que con los índices de Mg y H', en donde observamos, por ejemplo, que en el parque Cuauhtémoc el índice de Mg es alto, mientras que el IUGZA es bajo. De lo anterior, se infiere que los resultados obtenidos del IUGZA no solo están relacionados con los parámetros biológicos, sino también con el tamaño del área estudiada.

También es importante resaltar que todas las áreas verdes urbanas estudiadas estuvieron dentro del núcleo urbano, por lo que hay que considerar que las emisiones polínicas pueden permanecer durante más tiempo en las inmediaciones (dentro del buffer

de 300 m alrededor de las áreas) debido a las dificultades de dispersión del material particulado (Cariñanos et al., 2001).

Tabla 4.1. Especies que mayores servicios y diservicios proveen en las áreas verdes urbanas estudiadas

Especie	Secuestro y Almacenamiento de Carbono	Producción de oxígeno	Prevención escorrentía	Producción de BVOCs	Alergenicidad por polen
<i>Alnus acuminata</i>					
<i>Araucaria heterophylla</i>					
<i>Casuarina equisetifolia</i>					
<i>Cupressus lusitanica</i>					
<i>Cupressus macrocarpa</i>					
<i>Cupressus sempervirens</i>					
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>					
<i>Eucalyptus globulus</i>					
<i>Ficus benjamina</i>					
<i>Ficus retusa</i>					
<i>Fraxinus uhdei</i>					
<i>Jacaranda mimosifolia</i>					
<i>Juniperus deppeana</i>					
<i>Ligustrum lucidum</i>					
<i>Liquidambar styraciflua</i>					
<i>Morus alba</i>					
<i>Quercus rugosa</i>					
<i>Taxodium mucronatum</i>					
<i>Ulmus parvifolia</i>					

4.3 Indicadores para evaluar las condiciones de las áreas verdes urbanas estudiadas

Para esta sección se observaron distintos tipos de indicadores que permiten revisar el estado de algunas de las funciones y servicios que proveen las áreas verdes urbanas estudiadas. Para esto, una serie de valores medibles fueron asignados a 20 parámetros de

diferentes categorías, de modo que, se puedan aplicar de manera simple y sea fácil de interpretar para los tomadores de decisiones. Este análisis está basado en el artículo sobre *Un enfoque basado en indicadores para evaluar el estado de los bosques urbanos para los desafíos futuros: caso de estudio de una ciudad Mediterránea compacta*, en el cual tanto los servicios, como los diservicios ecosistémicos fueron cuantificados a través de modelos, mediciones directas o revisión de la literatura científica (Maradiaga-Marín y Cariñanos, 2021). Para este caso, se ajustaron los indicadores a las particularidades específicas de las áreas verdes urbanas en la Alcaldía de Tlalpan. La lista de indicadores de los servicios existentes en estas áreas verdes urbanas estudiadas tiene como objetivo una herramienta de fácil aplicación que resalta las acciones de mejoras necesarias para fortalecer el papel de las áreas verdes urbanas dentro del marco de ciudades sustentables y resilientes (Maes, et al. 2019).

En este contexto, las seis áreas verdes urbanas estudiadas tuvieron diferentes áreas y tipologías, lo que resulta relevantes, pues representan los diferentes tipos de parques y avenidas arboladas que se distribuyen a lo largo de la Ciudad de México. En todos estos tipos de áreas verdes, principalmente los parques pocket, los vecinales y los distritales (Byrne y Sipe, 2010) son áreas en las que las personas realizan actividades de descanso, dispersión, socialización y actividades recreativas (Adolfini, et al. 2014 y Martí, et al. 2017). La Alcaldía de Tlalpan, al igual que otras Alcaldías de la Ciudad de México experimentan un crecimiento urbano significativo, lo que implica la conversión del suelo de conservación a suelo urbano, debido a la expansión de la ciudad y la presión demográfica, sobre todo por los asentamientos humanos irregulares (Damian e Infanzón, 2020). Es por eso por lo que es importante que las autoridades gestionen tanto el crecimiento urbano, como el ya existente, para así asegurar un desarrollo urbano resiliente y sustentable.

Los 20 indicadores fueron agrupados dentro de tres categorías para planificar intervenciones conjuntas de mejora. En la categoría de indicadores de Biodiversidad, la riqueza de especies fue alta para la mayoría de los parques, a excepción del parque pocket de Benito Juárez, ya que solo se encontraron 9 especies diferentes. Una alta riqueza de especies es fundamental para el funcionamiento saludable de los ecosistemas, cuanto

mayor sea la diversidad biológica, mayor será la estabilidad del ecosistema, mejora la resistencia a las enfermedades y a las perturbaciones ambientales y aumenta la resiliencia a cambios ambientales (Bauhus, et al., 2017). Además, en el estudio de Southon, et al. (2018), determinaron que una mayor riqueza de especies dentro de las áreas verdes urbanas, son percibidas de manera positiva por los usuarios de dichas áreas, al sentirse más conectado con la naturaleza.

En cuanto al índice de Shannon se puede decir que en los parques Benito Juárez, Cuauhtémoc y Toriello Guerra hubo más presencia de especies dominantes, tales como *Fraxinus uhdei*, *Ficus retusa*, y *Ligustrum lucidum* respectivamente. En los parques de Fuentes Brotantes, el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de hospitales, la diversidad fue moderada, aunque sigue habiendo presencia de especies dominantes, en menor proporción, de *Ligustrum lucidum* y *Fraxinus uhdei*.

Al evaluar el Valor Potencial Alergénico se observa que la mayoría de los parques tienen un alto valor. Las especies con los valores más altos encontrados en las áreas verdes urbanas estudiadas fueron *Morus alba*, *Casuarina equisetifolia*, *Cupressus lusitanica*, *Cupressus sempervirens*, *Liquidambar styraciflua*, *Alnus acuminata*, *Taxodium mucronatum*, *Buddleja cordata*, *Cupressus macrocarpa*, *Juniperus deppeana*, *Quercus rugosa*, *Juglans regia* y *Platanus hybrida*. Por lo que las medidas para reducir el riesgo de alérgenos en estas áreas deberían de ser la sustitución gradual de dichas especies, por otras con valores alérgenos bajos, que no provoquen alergias y den sombra, especialmente las áreas circundantes a la zona de hospitales en donde se encuentra el Hospital de Enfermedades respiratorias.

Uno de los diservicios ecosistémicos del que se analiza poco, pero es relevante a la hora de diseñar áreas verdes urbanas son las especies vegetales que pueden ser un riesgo para la salud por su toxicidad. Los efectos de la toxicidad varían de acuerdo con la especie de planta, la cantidad de sustancia tóxica que esta contenga, así como de la edad de persona intoxicada, género y resistencia (Topal, et al., 2020). El grado de toxicidad también depende de los factores climáticos, tales como, la locación, el microclima, la estación del año, el tipo

de suelo, la fertilización, la diversidad de plantas y la edad (Sekhar, et al., 2012). La ingesta de plantas se encuentra entre las cinco principales causas de intoxicación de niños menores de 5 años. Las mascotas también son víctimas frecuentes de intoxicación por plantas. A pesar de la exposición de plantas tóxicas en las áreas verdes urbanas estudiadas, no se encontró ningún reporte médico sobre intoxicación por plantas en áreas urbanas en la Ciudad de México, además, de acuerdo con Aguilar (2007) del Hospital de Especialidades del Centro Médico Nacional de México, ninguna de las plantas listadas como plantas venenosas por las que suele haber intoxicación, se encuentran en las áreas verdes urbanas estudiadas.

La estructura de las áreas verdes urbanas es una mezcla de especies de árboles nativos y exóticos. Sin embargo, dentro de las especies no nativas o exóticas se encuentran las especies invasoras, las cuales su introducción causa o podría causar daños económicos, ambientales, humanos, animales o plantas (NISC, 2005). El riesgo de las especies invasoras es la posibilidad de desplazar a las especies nativas y contribuir a la homogeneización de los hábitats dentro de las ciudades (McKinney, 2006; Trentanovi, et al., 2013; Gaertner, et al., 2016). Además, las especies invasoras en las ciudades pueden alterar diversos servicios ecosistémicos como la filtración del agua, la mitigación de las inundaciones, aumentar la gravedad de los incendios y la degradación del suelo. De acuerdo con Dreyer, et al. (2019) la especie asiática de *Ligustrum lucidum* es considerada una de las especies más invasoras del mundo, ya que esta especie se adapta a diferentes nichos climáticos, así como la tolerancia a la contaminación (McGregor, 2000; García-Sánchez, et al., 2019). Los estudios sugieren que esta especie provoca una reducción de la recarga de las aguas subterráneas, reduciendo el suministro de agua durante las estaciones secas (Meek, et al., 2010; Fernández, et al., 2020). Otra de las especies que se encuentran en las áreas verdes urbanas estudiadas son los *Eucalyptus* sp. y que, según los estudios, altera las condiciones naturales y la disponibilidad de recursos debido a su rápida tasa de crecimiento y su eficiente absorción del agua y los nutrientes (Rejmanek y Richardson, 1996; Segura-Burciaga y Meave, 2001). Asimismo, este género es altamente inflamable y es responsable de incendios forestales (Gullón, et al., 2020). Si las poblaciones de *Eucalyptus* sp. se convierte en invasora,

amenazaría la biodiversidad del ecosistema al desplazar las especies nativas, alteraría la hidrología, los regímenes de incendios y la química del suelo debido a los aleloquímicos que produce (Boyd, 2000). Finalmente, otra de las especies más comunes y clasificada como especie invasora en las áreas verdes urbanas estudiadas es *Casuarina equisetifolia*. Esta especie esta reportada como altamente invasora y perjudicial para la vegetación nativa de México (GISD, 2010; Blancas, et al., 2011). Esta especie causa el desplazamiento de especies nativas a través de la alelopatía, produciendo una pérdida de diversidad, por los altos niveles de nitrógeno que modifica las características del suelo (Batish y Jain, 2001; Mailly y Margolis, 1992).

Las especies de árboles no nativos introducidos en las áreas verdes urbanas se presentan en la mayoría de las ciudades del mundo. Sin embargo, existe una controversia sobre el uso de especies no nativas dentro de las áreas verdes urbanas. Muchas publicaciones orientadas a las prácticas, artículos de investigación, los lineamientos gubernamentales sobre planificación y la ecología urbana argumentan por plantar especies nativas y evitar la introducción de especies no nativas (Sjöman, et al., 2016), para evitar el riesgo de invasión. Sin embargo, no todas las especies no nativas son invasoras (Blackburn, et al., 2014). Además, una mayor diversidad de especies podría minimizar la vulnerabilidad ecológica a desastres naturales, por su capacidad de resiliencia. Una alta biodiversidad no solo aumenta la productividad de los ecosistemas, sino que también proporciona un ecosistema saludable (Kendal, et al., 2014). Por lo que a través de evaluaciones se pueden considerar especies no nativas con el fin de contribuir a la diversidad en los entornos urbanos, al mismo tiempo que se generen mejores servicios ecosistémicos y evitando las especies que potencialmente puedan ser invasoras.

Es importante considerar las especies de árboles que emiten altos niveles de BVOC's, ya que estos juegan un papel importante en las interacciones entre la biósfera y la atmósfera y son el factor clave de las propiedades físicas y químicas de la atmósfera y el clima. Las condiciones climáticas y la composición específica de los árboles en las áreas verdes urbanas influyen en la absorción y emisión de gases por la vegetación, influyendo en la composición de la atmósfera y la calidad del aire en los entornos urbanos (Steinbrecher, et al., 2009). De

las especies presentes en las áreas verdes urbanas estudiadas, como *Casuarina equisetifolia* los estudios han demostrado que es una especie que emite altas tasas de isoprenos (Duan, et al., 2023); *Liquidambar styraciflua* emite altas tasas de monoterpenos a mayor temperatura (Fuentes, et al., 2000); *Quercus rugosa* es una especie que emite altas tasas de isoprenos bajo condiciones de luz (Dominguez-Taylor, et al. 2007); y finalmente *Eucalyptus* sp. es una especie que emite tanto monoterpenos como isoprenos, y en donde los árboles más jóvenes tienden a emitir más BVOC's y en condiciones de luz (Nunes y Pio, 2001). Estas especies tienen las condiciones ideales, en la Ciudad de México, para emitir importantes tasas de BVOC's.

En la categoría de indicadores de Accesibilidad / Facilidades se incluyen aquellos elementos que pueden mejorar el bienestar y la satisfacción de los usuarios de las áreas verdes urbanas, aunque existen diferencias entre las áreas verdes urbanas estudiadas, ya que sirven para diferentes propósitos. Es así como la mayoría de las áreas verdes urbanas estudiadas tuvieron acceso a las personas con discapacidad motriz, sin embargo, se encontró que en la zona que más necesidad había de acceso a las personas enfermas o con discapacidades era la zona más complicada para la circulación a pie, las zonas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales tenían obstáculos para circular por las aceras. Estos obstáculos eran jardineras que ocupaban toda la acera, dándole prioridad a los árboles, que a las personas que necesitaban circular por esa zona para acceder a los distintos hospitales, haciendo que los transeúntes tuviesen que bajar a la calle para evitar dichas jardineras, puestos ambulantes o incluso aceras en mal estado por las raíces de los árboles. El parque nacional de Fuentes Brotantes, es un parque natural con mala accesibilidad porque los caminos no están pavimentados y por la naturaleza de la zona hay pequeñas colinas sin rampas o con escaleras. El resto de las zonas verdes urbanas eran de fácil acceso para las personas con poca movilidad, ya que el diseño de dichas áreas verdes estaba diseñado como parques vecinales y tienen un papel multifuncional como elementos de socialización y salud en el marco de las ciudades sostenibles (Abdelhamis y Elfakharany, 2020; Guo, et al., 2019).

El estudio señala que solo dos de las seis áreas verdes urbanas estudiadas tuvieron elementos de agua dentro de ellas. Esto denota la necesidad de instalación de fuentes en el

resto de los parques para aminorar los impactos por posibles eventos de islas de calor urbano, que suelen ser frecuentes en la ciudad. Una buena calidad de elementos de agua dentro de las áreas urbanas y una alta naturalidad son características importantes del espacio azul como entorno restaurador (Luo, et al., 2021). De acuerdo con los resultados obtenidos en la evaluación de las áreas verdes urbanas estudiadas, solamente dos parques tuvieron elementos de agua de origen natural, los cuales, según Ulrich et al. (1991), son elementos que facilitan la recuperación del estrés. Además, un metaanálisis sobre la utilización de espacios verdes y azules para mitigar las islas de calor urbano (Gunawardena, et al., 2017), sugiere que la influencia basada en la evotranspiración de los espacios verdes y azules juega un papel relevante para las condiciones de la capa del dosel urbano. Sin embargo, la magnitud del enfriamiento experimentado depende del tamaño, la extensión y la geometría de las áreas verdes urbanas, por lo que el uso conjunto de ambos elementos, particularmente en aquellas ciudades donde se espera un crecimiento urbano, los elementos azules merecen una mayor consideración para mitigar los efectos adversos de las islas de calor urbano y mejorar la resiliencia climática.

De las seis áreas verdes urbanas estudiadas, tres tuvieron zona de juegos infantiles. Esto se debe a que el objetivo del parque nacional de Fuentes Brotantes es un tipo de bosque urbano distrital, el cual está pensado como un tipo de reserva natural, el parque Benito Juárez es un parque *pocket* el cual las dimensiones no están pensadas para ser un parque recreativo, sino un parque de paso, y finalmente las zonas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales, naturalmente no cuenta con estas instalaciones por ser calles de paso de peatones. Sin embargo, para el resto de los parques vecinales, si contaron con instalaciones de juegos infantiles, los cuales aumenta la actividad de los niños en este tipo de parques. Las instalaciones de juegos tienen un impacto positivo significativo en la actividad física de los niños. Se ha visto que los factores necesarios para mejorar los niveles de actividad de los niños se centran en crear paisajes naturales atractivos y zona de juegos infantiles para todas las edades, los cuales promueven la actividad física (Bao, et al., 2023; El-Koli, et al., 2022).

La iluminación nocturna es una de las instalaciones básicas de los parques urbanos. Sin embargo, se encontró que en el Parque Ecológico de Loreto y Peña Pobre y en el parque

nacional de Fuentes Brotantes no se encontró iluminación nocturna, esto se debe a que ambas áreas verdes urbanas tienen un horario de apertura, los cuales abren por la mañana y cierran al atardecer, por lo que no hay usuarios a dichos parques durante la noche. El resto de los parques presentaron iluminación adecuada durante la noche, ya que se encontraban en zonas habitacionales, así como las avenidas. Se ha demostrado que la iluminación tiene influencia directa en las emociones de los individuos, por lo que debería de ser un punto importante que tomar en cuenta en los espacios abiertos para salvaguardar el bienestar y seguridad de los usuarios (Masullo, et al., 2022). Respecto a la seguridad, la iluminación es uno de los elementos más importantes que afectan la percepción de los espacios públicos en cuanto a calidad y atracción (Portnov, et al., 2020). La sensación de seguridad en los parques esta principalmente relacionada a la visibilidad, ya que aquellas áreas oscuras tienden a percibirse ve inseguras y son evitadas como consecuencia (Mahrous, et al., 2018).

El equipamiento de ejercicio al aire libre se encontró en las mismas áreas verdes urbanas estudiadas que los juegos infantiles. Aumentar el acceso a instalaciones públicas para hacer ejercicio es una acción importante que puede aumentar la actividad física de la población. De acuerdo con el Centro de Control y Prevención de Enfermedades del Departamento de Salud y Servicios Humanos de Estados Unidos, una de las estrategias para prevenir la obesidad y otras enfermedades crónicas, es el acceso a instalaciones públicas de ejercicio, así como espacios que promuevan la actividad física en grupos (CDCP, 2011). De acuerdo con los estudios, los parques con equipamiento de ejercicio se utilizaron con más frecuencia que los que no contaban con ellos, además, también se ha observado que el uso de los parques equipados tiene un mayor uso por parte de los adultos, ya que estos parques suelen ser más grandes y tienen más senderos para caminar (Copeland, et al., 2017).

A pesar de que las instalaciones deportivas se encontraron en tres de las seis áreas verdes urbanas estudiadas, solamente en el parque nacional de Fuentes Brotantes se encontraron buenas instalaciones deportivas, tales como canchas para diversos deportes; las instalaciones en los parques Cuauhtémoc y Toriello Guerra fueron relativamente deficientes al encontrarse solamente para senderos en la periferia de los parques para correr. Lo anterior se debe al tamaño de los parques, ya que estos no tienen la capacidad de

espacio para tener instalaciones deportivas. Las instalaciones deportivas en los parques urbanos pueden contribuir al desarrollo de nuevos enfoques para evaluar el valor general de los servicios ecosistémicos culturales. En el estudio de Dai, et al., (2019) se observó que las personas están dispuestas a gastar tiempo, dinero y energía para disfrutar de los servicios deportivos que brindaban sus parques preferidos. Estos patrones de comportamiento son la prueba del poder de atracción que tienen ciertos parques, por lo que, la importancia de la creación y mantenimiento de las instalaciones deportivas son clave para los parques urbanos.

Durante el estudio se encontró que todas las áreas verdes urbanas estudiadas contaban con zonas de descanso. Estas zonas contribuyen al confort urbano ofreciendo a los transeúntes un área de descanso. Asimismo, facilita las interacciones sociales funcionando como puntos de encuentro. Las instalaciones de descanso son un factor decisivo a la hora de elegir un parque, en donde la gente suele preferir un parque con muchas zonas de descanso (Van den Berg et al., 2022). Queda por concluir si en estos parques se cumplen con dos factores importantes, el primero es sobre si el propio diseño de las bancas es el apropiado, el segundo es sobre el espacio, la posición de las bancas, las vistas y las distancias entre ellas. Este tipo de espacios están concebidos para la relajación y descanso, y demandan una mayor atención al confort, brindando la posibilidad de permanecer largos periodos de tiempo (Mexi y Tudora, 2012).

El servicio de limpieza estuvo presente en todas las áreas verdes urbanas estudiadas, sin embargo, cabe resaltar que la efectividad no fue la misma para todas. En las zonas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales existe el problema de los vendedores ambulantes y comida callejera, que proporciona a los visitantes de los diversos hospitales insumos para los pacientes, así como alimento, por lo que, aunque haya personal de la Alcaldía limpiando constantemente las calles, los desechos se producen con rapidez. La limpieza o gestión adecuada de los espacios públicos es uno de los servicios más valorados y determina la posibilidad de estos parques a ser visitados (Ayala-Azcárraga et al., 2019). Sin embargo, la limpieza de las áreas verdes urbanas no solo recae en los servicios de limpieza, sino también en la educación de la población. Para promover conductas apropiadas se requiere

compromiso por parte de los individuos y comunidades y respaldo del sistema. Este compromiso público, motivado por valores, tiene como objetivo construir colectivamente la conciencia de la comunidad para crear un entorno urbano limpio y saludable (Hartini, et al., 2017).

En la categoría de indicadores de Infraestructura gris, verde y azul, podemos observar que el porcentaje del dosel arbóreo fue moderado para la mayoría de las áreas verdes urbanas estudiadas. Es importante que la cobertura del dosel arbóreo tenga una buena cobertura, ya que es un factor que afecta la temperatura del aire, la absorción de la radiación y el almacenamiento de calor disminuye la velocidad del viento, regula la humedad relativa y la superficie del albedo (Nowak, 2002b). Es decir, los árboles contribuyen a refrescar el aire durante las estaciones más calurosas (Myrup, et al., 1991). Sin embargo, en las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales, los árboles tienen una distribución dispersa, lo que puede provocar que la temperatura de la superficie del suelo asfaltado se incremente (Heisler, et al., 1995). Cabe mencionar que la regulación de la temperatura urbana también puede mejorar la calidad del aire, debido a que a menor temperatura también disminuyen las emisiones de BVOC's, formadores de ozono. Por lo anterior, se puede decir que los parques son áreas que potencialmente cumplen con la función de la regulación de la temperatura urbana, por tener una mayor cobertura del dosel arbóreo en proporción con las avenidas arboladas. Si se quisiera incrementar esta función en las avenidas arboladas, habría que incrementar el porcentaje arbóreo por encima del césped o arbustos.

La cobertura de suelo impermeable vario de moderada a baja; en cuanto a los parques esta variación dependía de la configuración, diseño y objetivo del parque. Lo anterior se refiere a que aquellos parques y avenidas como Benito Juárez, Toriello Guerra y las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales, son parques vecinales y avenidas en donde había una cantidad considerable de caminos de paso, en donde se había optado por el suelo impermeable para facilitar el paso de los usuarios. Aquellos parques con menor cobertura de suelo impermeable son parques mucho más naturales y con una mayor extensión de suelo permeable con senderos pequeños o incluso senderos sin pavimentar. Aquellas áreas verdes urbanas estudiadas con mayor porcentaje de suelo impermeable pueden cambiar

las condiciones microclimáticas y exacerbando el fenómeno de las islas de calor urbano (Morabito, et al., 2021).

La presencia de elementos de agua en las áreas verdes urbanas estudiadas fueron escasas. Solamente en dos de las seis áreas verdes se encontraron elementos de agua, como manantiales, pequeño río y un estanque. Los elementos de agua son factores importantes, ya que estos modifican las temperaturas circundantes, que, por sus propiedades e interacciones con el ambiente, determinan la temperatura circundante (Gunawardena y Kershaw, 2016). Los elementos de agua tienen la capacidad de enfriar la temperatura ambiental por evapotranspiración, donde el agua absorbe energía térmica de las condiciones ambientales para transformar el calentamiento sensible en calentamiento latente. Las propiedades térmicas de alta capacidad calorífica específica y entalpía de evaporación le dan al agua una alta inercia térmica, que juega un importante papel en la moderación de las temperaturas y las variaciones temporales que permiten que el agua actúe como un amortiguador térmico (Oke, 1989). Sin embargo, los beneficios que proporcionan los cuerpos de agua dentro de los parques urbanos dependen de la escala, la disposición y la extensión, así como de la cobertura arbórea circundante. Los estudios han observado que los espacios azules pueden tener un efecto contrario a la mitigación de las islas de calor urbano particularmente durante la noche y hacia el final del verano, cuando la intensidad las islas de calor urbano y el riesgo de estrés por calor son más opresivos. Esto sugiere que, cuando se consideran de forma aislada, los espacios verdes son más beneficiosos para la mitigación del riesgo de calor que los espacios azules. Sin embargo, cuando se emplean juntos, tanto el espacio verde como el azul proporcionan un capital ambiental mutuamente dependiente que ofrece muchos beneficios (Gunawardena y Kershaw, 2016).

Los parques urbanos generalmente están conformados por un porcentaje de árboles y otro de césped. Como es de esperar, en las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales, el porcentaje de césped fue bajo, debido a que es una zona de paso de peatones, en donde está priorizado el pavimento y solamente algunos camellones entre calles tienen césped. El parque Benito Juárez tiene características similares a la anterior, sin embargo,

dentro de las jardineras había zonas de césped. En el resto de los parques urbanos estudiados se encontró una proporción significativa de césped, lo cual es habitual para los parques con mayor extensión. El césped constituye una parte importante del espacio verde, aunque su intensivo mantenimiento hace que los servicios ecosistémicos que proporciona sean limitados (Carey, et al., 2012, Ignatieva y Hedblom, 2018). Existen estudios en donde se concluye que la gestión del césped como praderas puede tener multitud de beneficios ecosistémicos como la conservación de la biodiversidad y mejora la infiltración de aguas pluviales (Paudel y States, 2023). En este sentido, se puede decir que el único parque estudiado que tiene las características de un prado es el parque nacional de Fuentes Brotantes, el cual es el parque más naturalizado y con menos régimen de mantenimiento.

La cobertura de infraestructura gris consiste en aquellas estructuras físicas construidas por el hombre, tales como caminos, puentes, edificios, entre otros. En la mayoría de los parques urbanos estudiados, se encontró que la cobertura de infraestructura gris varió entre moderada a baja, ya que generalmente los parques tenían una mayor proporción de suelo permeable, que impermeable. En las avenidas arboladas aledañas a la Zona de Hospitales está presente en porcentajes altos debido a la naturaleza del lugar, puesto que se estudió los alrededores de los edificios hospitalarios. Las avenidas aledañas a la Zona de Hospitales podrían tener mayor riesgo de presentar islas de calor urbano, ya que a pesar de que las infraestructuras grises proporcionan sombra, los materiales de superficie de bajo albedo de los edificios y caminos pavimentados reflejan la luz, calentando así la temperatura del ambiente (Ghosh y Das, 2018). Además, la cercanía entre edificios provoca un aumento en la densidad espacial y una mala ventilación, lo que aumenta la temperatura y genera peores percepciones térmicas (Li et al. 2020). Sin embargo, todo depende del propósito que tenga el área verde urbana en particular, en donde el diseño urbano tenga que integrar infraestructuras grises.

Conclusiones

1. Objetivo General:

Este estudio ha contribuido a dar las pautas necesarias para evaluar los servicios y diservicios ecosistémicos proporcionados por las seis áreas verdes urbanas estudiadas y que al mismo tiempo son trasladables a otras zonas de la Alcaldía de Tlalpan. El análisis detallado de los servicios y diservicios ecosistémicos permitió establecer un balance neto de beneficios que estas áreas verdes aportan tanto al ambiente como a la población. A pesar de los diservicios identificados, tales como la emisión de compuestos orgánicos volátiles biogénicos (BVOCs) y los índices de alergenidad estimados, los servicios ecosistémicos como, el secuestro y almacenamiento de carbono, la producción de oxígeno y la prevención de escorrentía, siguen superando ampliamente los efectos negativos, contribuyendo significativamente al bienestar general de las personas y al medio ambiente. Así mismo también se resaltan aquellas necesidades de mejora de las áreas verdes urbanas a través de los indicadores de biodiversidad, accesibilidad e infraestructura gris-verde-azul para el uso y disfrute de la población.

2. Revisión y diagnóstico de la situación actual de la infraestructura verde en la Alcaldía de Tlalpan:

De acuerdo con la revisión y diagnóstico de la situación actual de la infraestructura verde de la Alcaldía de Tlalpan, se detectó que a pesar de los esfuerzos de reforestación existe una falta de planificación de estructura y composición de las áreas verdes urbanas, lo que constituye una amenaza a la biodiversidad y a los servicios ecosistémicos que brindan estas áreas. Dado que México se comprometió a adoptar una Nueva Agenda Urbana durante la tercera Conferencia de las Naciones Unidas sobre los Asentamientos Humanos en 2016, este debería de estar basado en estrategias basadas en la naturaleza, teniendo en cuenta la restauración ecológica y el diseño de áreas verdes urbanas basadas en criterios científicos

y respondiendo a diferentes propósitos ambientales y sociales. El uso de infraestructuras verdes como parte de las soluciones basadas en la naturaleza pueden ser usadas como herramientas para la conservación, resiliencia, sustentabilidad y ayudar a identificar prioridades respecto a los desafíos que presentan las ciudades.

3. Identificación y estimación de los principales servicios y diservicios ecosistémicos:

Los resultados presentados a través de la identificación y estimación de los principales servicios y diservicios ecosistémicos que generan los 2,604 árboles en las áreas verdes urbanas estudiadas revelaron que se eliminaron cerca de 900 kg de contaminantes, siendo el O₃ y NO₂ los principales contaminantes eliminados.

A partir del análisis de los principales servicios y diservicios ecosistémicos, podemos concluir que las especies que mayores beneficios proveen son *Fraxinus uhdei* y *Jacaranda mimosifolia* al ser las especies que tenían una alta capacidad de secuestro y almacenamiento de carbono, producción de oxígeno y alta capacidad de prevenir la escorrentía. Las especies de *Ficus retusa* y *Ligustrum lucidum* también proveían de estos servicios ecosistémicos, sin embargo son emisoras de BVOCs y provocan alergenicidad por polen que afectan la salud de la población. Las especies que proveen más diservicios ecosistémicos son *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus camaldulensis* y *Ligustrum lucidum* al emitir importantes cantidades de BVOCs y tener altos índices de alergenicidad por polen.

4. Detección y priorización de las necesidades de mejora:

Gracias a la metodología propuesta en el artículo titulado “Un enfoque basado en indicadores para evaluar la preparación de los bosques urbanos para los desafíos futuros: estudio de caso de una ciudad Mediterránea compacta”, se pudo evaluar el estado de las seis áreas verdes de la Alcaldía de Tlalpan. Con esta serie de indicadores se pudo comprobar el estado de las funciones y servicios más relevantes que prestan las áreas verdes urbanas de diferentes tipologías. Lo anterior, permite evaluar diferentes alternativas de adaptación a los futuros escenarios climáticos, crecimiento urbano y necesidades de la población para su uso y disfrute, así como visualizar una forma más sencilla de mejoras para los tomadores de decisiones.

Se puede concluir que en cuanto a los indicadores de biodiversidad hace falta gestionar mejor diversidad y la selección de especies respecto a su toxicidad, ya que en todos los parques más del 15% de las especies presentes eran tóxicas. También se encontró que en todas las áreas verdes existe la presencia de dos o más especies consideradas invasoras. Y por último, se encontró que en casi todos los parques el Valor Potencial Alergénico (VPA) fue alto, ya que las especies alergógenas superaban el 30% de las especies encontradas en los parques y avenidas. Lo anterior es importante porque todas las áreas verdes urbanas estudiadas estuvieron cerca de la Zona de Hospitales de la Alcaldía de Tlalpan, en donde, además de diversos hospitales con diferentes especialidades, se encuentra el Instituto de Enfermedades respiratorias. Los pacientes ingresados en este hospital se pueden verse potencialmente afectados por las especies con altos VPA, por lo que se debería considerar la sustitución gradual de las especies.

Sobre los indicadores de accesibilidad/ facilidades se encontró que en la mayoría de las áreas verdes urbanas estudiadas hay ausencia de puntos de agua y también hace falta mejorar el acceso para personas con discapacidad o adultos mayores, sobre todo en las avenidas aledañas a la Zona de Hospitales, en donde resulta imprescindible que esta zona se encuentre en óptimas condiciones para las personas que ingresan en los hospitales.

Los indicadores de infraestructura gris-verde-azul resaltan el porcentaje de suelo impermeable en aquellos parques en donde existe la oportunidad de sustituirlo por suelo permeable como es el caso del parque Benito Juárez y Toriello Guerra.

Se proponen las siguientes recomendaciones para optimizar los servicios ecosistémicos de las áreas verdes urbanas en la Alcaldía de Tlalpan, como una suerte de factores a tener en cuenta en las estrategias de diseño y planificación de las áreas verdes urbanas:

- Priorizar la selección de especies de coníferas y perenes;
- Considerar una menor proporción de especies con estrategia de polinización anemófila, con duración menor a seis semanas el periodo de polinización, así como especies con polen con bajo potencial alergénico;
- Incluir más elementos de agua dentro de los parques;

- Fomentar la diversidad de especies, siempre y cuando no se seleccionen especies potencialmente invasoras;
- Mejorar los elementos de accesibilidad en las áreas verdes urbanas y avenidas arboladas;
- Aumentar la diversidad de especies y evitar los monocultivos también ayudará a disminuir los riesgos de invasión de plagas;
- Combinar especies de árboles machos y hembras que ayude con la disminución de emisión de polen que promuevan mayor diversidad genética. Esto puede resultar en una mejor salud de los árboles y un menor estrés ambiental, lo cual indirectamente puede reducir la producción excesiva de polen;
- Aumentar el dosel arbóreo para disminuir los eventos de islas de calor urbano, mejorar la calidad del aire y reducir la cantidad de escorrentía superficial, disminuyendo el riesgo de inundaciones. Asimismo, la disminución de la temperatura gracias a una buena cobertura arbórea disminuirá la emisión de BVOCs y polen, ya que la vegetación está estrechamente relacionada con su actividad metabólica, que aumenta con la temperatura;
- Considerar la fisiología de las especies, tales como dimensiones en su madurez, tasa de crecimiento, longevidad, extensión radicular y necesidades para su sustento.
- Sustitución de árboles no saludables o muertos, ya que tienen poca capacidad de eliminar contaminantes atmosféricos o incluso tener un déficit en la producción de oxígeno debido a la descomposición.

Bibliografía:

- Abdelhamid, M M, Elfakharany, M M (2020). Improving urban park usability in developing countries: Case study of al-shalalat park in Alexandria. *Alexandria Engineering Journal*, 59(1), 311-321.
- Adinolfi C, Suárez-Cáceres G P, Cariñanos P (2014). Relation between visitors' behavior and characteristics of green spaces in the city of Granada, south-eastern Spain. *Urban. Urban Green* 13, 534–542.
- AEMET-OECC (2018). Cambio Climático: Calentamiento Global de 1.5 °C; Agencia Estatal de Meteorología y Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio para la Transición Ecológica: Madrid, Spain.
- Aguilar C A (2007). Plantas Tóxicas. En: Wilkins A. (ed.), *Toxicología práctica para el internista*, Editorial Alfil, México. 2007: 335 – 339
- Alcaldía Tlalpan (2018). Dictamen de Estructura Organizacional de la Alcaldía de Tlalpan de la Ciudad de México 2018-2021.
- Alcaldía Tlalpan (s. f.). Alcaldía Tlalpan. Disponible online: <https://www.tlalpan.cdmx.gob.mx/>
- Alonso-Martínez P, Castro M C, Pinto-Gomes C (2014). Flowering meadows, a biodiverse alternative to lawns in Mediterranean urban spaces.
- Aram F, Solgi E, Garcia E H, Mosavi A (2020a). Urban heat resilience at the time of global warming: evaluating the impact of the urban parks on outdoor thermal comfort. *Environmental Sciences Europe*, 32, 1-15
- Aram F, Solgi E, Baghaee S, Higuera-García E, Mosavi A, Band S S (2020b). How parks provide thermal comfort perceptions in the metropolitan cores; a case-study in Madrid, Mediterranean climate zone. *Clim. Risk Manag.* 30, 100245.
- Armson D, Stringer P, Ennos A R (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.
- Arriola-Padilla V J, Velasco Bautista E, Hernández Tejeda T, González Hernández A, Romero Sánchez M E (2013). Los muérdagos verdaderos del arbolado de la ciudad de México. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 4(19), 34-45.
- Asadian Y, Weiler M (2009). A new approach in measuring rainfall interception by urban trees in coastal British Columbia. *Water Quality Research Journal*, 44(1), 16-25.
- Ayala-Azcárraga C, Díaz D, Zambrano L (2019). Characteristics of urban parks and their relation to user well-being. *Landscape and urban planning*, 189, 27-35.

- Baldocchi D, Hicks B B, Camara P (1987). A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmospheric Environment*. 21: 91-101.
- Baldocchi D (1988). A multi-layer model for estimating sulfur dioxide deposition to a deciduous oak forest canopy. *Atmospheric Environment*. 22: 869-884
- Baldock K C, Goddard M A, Hicks D M, Kunin W E, Mitschunas N, Osgathorpe L M, et al. (2015). Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1803).
- Bao Y, Gao M, Luo D, Zhou X (2023). Urban parks—A catalyst for activities! The effect of the perceived characteristics of the urban Park environment on children's physical activity levels. *Forests*, 14(2), 423.
- Bartens J, Day S D, Harris J R, Dove J E, Wynn T M (2008). Can urban tree roots improve infiltration through compacted subsoils for stormwater management? *Journal of environmental quality*, 37(6), 2048-2057.
- Batchis W (2010). Urban sprawl and the constitution: educational inequality as an impetus to low density living. *The Urban Lawyer*, 95-133.
- Batish D, Jain S (2001.) Vegetation exclusion under *Casuarina equisetifolia* L.: Does allelopathy play a role? *Community Ecology* 2: 93–100
- Bauhus J, Forrester D I, Gardiner B, Jactel H, Vallejo R, Pretzsch H (2017). Ecological stability of mixed-species forests. *Mixed-species forests: Ecology and management*, 337-382.
- Baumann N (2006). Ground-nesting birds on green roofs in Switzerland: preliminary observations. *Urban habitats*, 4(1), 37-50.
- Bayón Á, Vilà M (2019). Horizon scanning to identify invasion risk of ornamental plants marketed in Spain. *NeoBiota*, 52, 47-86.
- Bazaz A, Bertoldi P, Buckeridge M, Cartwright A, de Coninck H, et al. (2018). Summary for urban policymakers: what the IPCC Special Report on global warming of 1.5°C means for cities. IHHS Indian Institute for Human Settlements, Bengaluru. India.
- Bazrkar M H, Zamani N, Eslamian S, Eslamian A, Dehghan D (2015) Urbanization and climate change. In: Filho WL (ed) *Handbook of climate change adaptation*. Springer Verlag, Berlin, pp 619–655
- Beckett K P, Freer-Smith P H, Taylor G (1998). Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental pollution*, 99(3), 347-360.
- Beckett K P, Freer-Smith P H, Taylor G (2000). Effective tree species for local air quality management. *Arboricultural Journal*, 26(1), 12-19.
- Benavides M H M (1992). Current situation of the urban forest in Mexico City. *J. Arboric*, 18, 33-36.

- Benavides M H M, Gazca G M O, López, L S F (2011). Especies de árboles y arbustos frecuentes en la 2 sección del bosque de Chapultepec [Frequent tree and shrub species in the 2 nd section of the Chapultepec Park]. Folleto técnico, (5), 52.
- Benedict M (2004). How Cities Use Parks for Green Infrastructure; City Parks Forum Briefing Papers; American Planning Association: Chicago, IL, USA.
- Benedict M, McMahon E (2006). Green Infrastructure, linking landscapes and communities Island press, Washington, 299 p
- Berger M, Jarry M (2023). Heat Health Awareness: Why it's Important for Persons with Substance Use Disorders and Mental Health Conditions, Caregivers and Health Care Providers. (s. f.). SAMHSA.
- Bidwell R G S, Fraser D E (1972). Carbon monoxide uptake and metabolism by leaves. Canadian Journal of Botany. 50: 1435-1439.
- Blackburn T M, Essl F, Evans T, Hulme P E, Jeschke J M, et al. (2014) A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. PLOS Biology 12(5): e1001850.
- Blancas G, Rubio T, Santos G. (2011). Control de la especie invasora *Casuarina equisetifolia* (Pino australiano) en el APFF Manglares de Nichupté. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Błaszczuk M, Suchocka M, Wojnowska-Heciak M, Muszyńska M. (2020). Quality of urban parks in the perception of city residents with mobility difficulties. PeerJ, 8, e10570.
- Blue Plan (2000). Cities and Sustainable Development in the Mediterranean; Mediterranean Comission on Sustainable Development: Sophia Antipolis, France.
- Bodilis P, Francour P, Langer H, El Asmi, S (2011). Non-Native Species in the Mediterranean: What, When, How and Why? UNEP-MAP-RAC/SPA; RA/SPA: Tunis, Tunisia.
- Bolund P, Hunhammar S (1999) Ecosystem Services in Urban Areas. Ecological Economics, 29, 293-301.
- Borelli S, Conigliaro M, Pineda F (2018). Urban forests in the global context. Unasylva, 69(250), 3-10.
- Bowler D E, Buyung-Ali L, Knight T M, Pullin AS (2010). Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. Landscape and urban planning, 97(3), 147-155.
- Brasseur G P, Chatfield R B (1991) The fate of biogenic trace gases in the atmosphere. En: Sharkey TD, Holland EA, Mooney HA, eds. Trace Gas Emissions by Plants. pp 1-27. Academic Press, New York.
- Brenneisen S (2004). Green roofs-how nature returns to the city. In International Conference on Urban Horticulture 643 (pp. 289-293).
- Brink E, Aalders T, Ádám D, Feller R, Henselek, Hoffmann A, et al. (2016). Cascades of green: A review of ecosystem-based adaptation in urban areas. Global environmental change, 36, 111-123.

- Brown G, Schebella M F, Weber D (2014). Using participatory GIS to measure physical activity and urban park benefits. *Landscape and urban planning*, 121, 34-44.
- Brundtland G H (1987) Our Common Future: Report of the World Commission on Environment and Development. Geneva, UN-Dokument A/42/427. Disponible online: <http://www.un-documents.net/ocf-ov.htm>
- Buccolieri R, Gromke C, Di Sabatino S, Ruck B (2009). Aerodynamic effects of trees on pollutant concentration in street canyons. *Science of the Total Environment*, 407(19), 5247-5256.
- Burdett R (2016). Inequality and urban growth. Organization for Economic Cooperation and Development. *The OECD Observer*, (308)
- Byrne J, Sipe N (2010). Green and open space planning for urban consolidation—A review of the literature and best practice. *Issues Paper*, 11.
- CABE (2005) Does Money Grow on Trees?. London, UK: CABE Space.
- CABE (2006). Making contracts work for wildlife: how to encourage biodiversity in urban parks. Publicado por la Commission for Architecture and the Built Environment
- Calderón-Ezquerro M, Guerrero-Guerra C, Martínez-López B, Fuentes-Rojas F, Téllez-Unzueta F, et al. (2016) First airborne pollen calendar for Mexico City and its relationship with bioclimatic factors. *Aerobiologia* 32:225–244
- Calfapietra C, Fares S, Manes F, Morani A, Sgrigna G, Loreto, F (2013). Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. *Environmental pollution*, 183, 71-80.
- Calfapietra C, Morani, A, Sgrigna G, Di Giovanni S, Muzzini V, Pallozzi E, et al. (2016). Removal of ozone by urban and peri-urban forests: evidence from laboratory, field, and modeling approaches. *Journal of environmental quality*, 45(1), 224-233.
- Canals-Ventín P, Lázaro Marín L (2019). Towards Nature-Based Solutions in the Mediterranean; IUCN Centre for Mediterranean Cooperation: Málaga, Spain.
- Cardelino, C A, Chameides W L (1990). Natural hydrocarbons, urbanization, and urban ozone. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 95, 13971-13979.
- Carey R O, Hochmuth G J, Martinez C J, Boyer T H, Nair, V D, Dukes M D, et al. (2012). A review of turfgrass fertilizer management practices: Implications for urban water quality. *HortTechnology*, 22(3), 280-291.
- Cariñanos P, Prieto J C, Galán C, Domínguez, E (2001). Solid suspended particles affecting the quality of air in urban environments. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 67(3), 385–391.

- Cariñanos P, Alcázar P, Galán C, Domínguez E (2002). Privet pollen (*Ligustrum* sp.) as potential cause of pollinosis in the city of Cordoba, south-west Spain. *Allergy*, 57(2), 92-97
- Cariñanos P, Galán C, Alcázar P, Domínguez E (2007). Analysis of solid particulate matter suspended in the air of Córdoba, southwestern Spain. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 14(2).
- Cariñanos P, Casares-Porcel M (2011). Urban green zones and related pollen allergy: A review. Some guidelines for designing spaces with low allergy impact. *Landscape and urban planning*, 101(3), 205-214.
- Cariñanos P, Casares-Porcel M, Quesada-Rubio, J M (2014). Estimating the allergenic potential of urban green spaces: A case-study in Granada, Spain. *Landscape and urban planning*, 123, 134-144
- Cariñanos, P, Adinolfi C, Díaz de la Guardia C, De Linares C, Casares-Porcel M (2016). Characterization of allergen emission sources in urban areas. *Journal of Environmental Quality*, 45(1), 244-252.
- Cariñanos P, Casares-Porcel M, Díaz de la Guardia C, Aira Rodríguez, M J, et al. (2016). Salud Ambiental de los parques españoles: Aproximación al potencial alergénico de espacios verdes urbanos. *Aerobiología*, 33-42
- Cariñanos P, Calaza, P O'Brien L, Calfapietra C (2017a). The cost of greening: Disservices of urban trees. In *The Urban Forests: Cultivating Green Infrastructure for People and the Environment*; Pearlmutter, D., Calfapietra, C., Samson, R., O'Brien, L., Krajter-Ostoic, S., Sanesi, G., Alonso, R., Eds.; Springer International Publishing AG: Cham, Switzerland
- Cariñanos P, Casares-Porcel M, de la Guardia, C D, Aira M J, Belmonte, J, Boi M, et al. (2017b). Assessing allergenicity in urban parks: A nature-based solution to reduce the impact on public health. *Environmental Research*, 155, 219-227
- Cariñanos P, Calaza P, Hiemstra J, Peraltmutter D, Vilhar U (2018). The role of urban and peri-urban forests in reducing risks and managing disasters. *Unasylva*, 69, 53–58.
- Cariñanos P, Salbitano F, Conigliaro M (2019). Forest and Cities: Forests-Based Solutions in Urban Areas. *Forêt Méditerranéenne*. 3, 261–268
- Cariñanos P, Foyo-Moreno I, Alados I, Guerrero-Rascado J L, Ruiz-Peñuela S, Titos G, et al. (2021). Bioaerosols in urban environments: Trends and interactions with pollutants and meteorological variables based on quasi-climatological series. *Journal of Environmental Management*, 282, 111963.
- Cariñanos P, Marinangeli F (2021). An updated proposal of the Potential Allergenicity of 150 ornamental Trees and shrubs in Mediterranean Cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 63, 127218.
- Casquero-Vera J A, Titos G, Alados-Arboledas L (2016). Diagnóstico de la Calidad del Aire del Área Metropolitana de Granada; Agenda Ayuntamiento de Granada; Instituto Interuniversitario de Investigación del Sistema Tierra en Andalucía, Universidad de Granada: Granada, Spain,

- Censo de Población y Vivienda (CPV) (2020). Principales resultados : Estados Unidos Mexicanos / Instituto Nacional de Estadística y Geografía.-- México : INEGI, c2022.
- Centers for Disease Control and Prevention (CDCP). (2011). Strategies to prevent obesity and other chronic diseases: The CDC guide to strategies to increase physical activity in the community. Atlanta: US Department of health and human services, 3-4.
- Chacalo A H, Grabinsky J, Aldama A (1996). Inventario del arbolado de alineación de la Ciudad de México. Revista Mexicana De Ciencias Forestales 21 (79). México, ME:101-19. <https://cienciasforestales.inifap.gob.mx/index.php/forestales/article/view/1002>.
- Chaline C (2001). Urbanisation and Town Management in the Mediterranean Countries. Assessment and Perspectives for Sustainable Urban Development; Mediterranean Commission on Sustainable Development:UNEP-MAP/BP-RAC: Sophia Antipolis, France.
- Chameides W L, Lindsay R W, Richardson J, Kiang C S (1988). The role of biogenic hydrocarbons in urban photochemical smog: Atlanta as a case study. Science, 241(4872), 1473-1475
- Chameides W L, Fehsenfeld F, Rodgers M O, Cardelino C, Martinez J, Parrish D, et al. (1992). Ozone precursor relationships in the ambient atmosphere. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 97(D5), 6037-6055.
- Characklis G W, Wiesner M R (1997). Particles, metals, and water quality in runoff from large urban watershed. Journal of Environmental Engineering, 123(8), 753-759.
- Chen J, Liu Y (2014). Coupled natural and human systems: a landscape ecology perspective. Landscape Ecology, 29, 1641-1644
- Chow H W (2013). Outdoor fitness equipment in parks: a qualitative study from older adults' perceptions. BMC public health, 13, 1-9.
- Cilliers J, Cilliers S (2015). From green to gold: A South African example of valuing urban green spaces in some residential areas in Potchefstroom. Stads-en Streeksbeplanning= Town and Regional Planning, 2015(67), 1-12.
- Citypopulation (2016). Major Agglomertations of the World. Febrero 2018. Sitio Web: <https://www.citypopulation.de/world/Agglomerations.html>
- Cohen-Shacham E, Walters G, Janzen C, Maginnis S (2016). Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN: Gland, Switzerland, 97, 2016-2036
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (SEDEMA). (2016). La biodiversidad en la Ciudad de México. CONABIO/SEDEMA. México

- Consejo Nacional de Población (CONAPO) (2014). Programa Nacional de Población 2014-2018. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 30 de abril de 2014. Enero, 2016. Sitio Web: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5343066&fecha=30/04/2014
- Constán-Nava S, Bonet A, Pastor E, Lledó M J (2010). Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: Insights from Mediterranean protected forests. *Forest Ecology and Management*, 260(6), 1058-1064.
- Coombes E, Jones A P, Hillsdon M (2010). The relationship of physical activity and overweight to objectively measured green space accessibility and use. *Social science & medicine*, 70(6), 816-822.
- Copeland J L, Currie C, Walker A, Mason E., Willoughby T N, Amson A (2017). Fitness Equipment in Public Parks: Frequency of Use and Community Perceptions in a Small Urban Centre. *Journal of physical activity & health*, 14(5), 344–352.
- CORDIS (2020). Beneficios y oportunidades de las soluciones basadas en la naturaleza. CORDIS | European Commission. <https://cordis.europa.eu/article/id/421771-nbs-benefits-and-opportunities-wild-et-al-2020/es>
- Corkery L, Marshall N. (2018). Urban Parks and open space: Underpinning a city's future resilience. Analysis and Policy Observatory. In *Proceedings of the 8th State of Australian Cities National Conference*, Adelaide, Australia.
- Cornelis J, Hermy M (2004). Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and urban planning*, 69(4), 385-401.
- Cowling R M, Egoh B, Knight, A T, O'Farrell P J, Reyers B, Rouget M, Roux D J, Welz A, Wilhelm-Rechman A (2008). An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(28), 9483–9488.
- Cranz G, Boland M (2004). Defining the sustainable park: a fifth model for urban parks. *Landscape journal*, 23(2), 102-120.
- Cromar K, Gladson L., Jaimes Palomera M, Perlmutter L (2021). Development of a health-based index to identify the association between air pollution and health effects in Mexico City. *Atmosphere*, 12(3), 372.
- Cuadrat J, Serrano-Notivol R, Tejedor E (2013). Heat and Cold Waves in Spain. En *Fenómenos Meteorológicos Adversos en España*; Ediciones García Legaz, A.M.V., Rodríguez, V., Eds.; World Climate Research Programme: Geneva, Switzerland.
- Curci G, Beekmann M, Vautard R, Smiatek G, Steinbrecher R, Theloke J, Friedrich R (2009). Modelling study of the impact of isoprene and terpene biogenic emissions on European ozone levels. *Atmospheric Environment*, 43(7), 1444-1455.
- Dadvand P, Nieuwenhuijsen M J, Esnaola M, Forn J, Basagaña X, Alvarez-Pedrerol M, et al. (2015). Green spaces and cognitive development in primary schoolchildren. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(26), 7937-7942.

- Dai P, Zhang S, Hou H, Yang Y, Liu R (2019). Valuing sports services in urban parks: A new model based on social network data. *Ecosystem Services*, 36, 100891.
- Daily G C (1997) Introduction: What Are Ecosystem Services? In: Daily, G.C., Ed., *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington DC, 1-10.
- Dallimer M, Irvine K N, Skinner A M, Davies Z G, Rouquette J R, Maltby L L, et al. (2012). Biodiversity and the feel-good factor: understanding associations between self-reported human well-being and species richness. *BioScience*, 62(1), 47-55.
- Dallimer M, Davies Z G, Irvine K N, Maltby L, Warren P H, Gaston K J, Armsworth P R (2014). What personal and environmental factors determine frequency of urban greenspace use?. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(8), 7977-7992.
- Damian A, Infanzón M J (2020) Ciudad de México 2020, Un diagnóstico de la desigualdad socio territorial. Consejo de evaluación del desarrollo social de la Ciudad de México.
- Data México. (2022). Ciudad de México, Gobierno de México. Disponible online: <https://www.economia.gob.mx/datamexico/es/profile/geo/ciudad-de-mexico-cx>
- Davies C, Laforteza R (2019). Transitional path to the adoption of nature-based solutions. *Land use policy*, 80, 406-409
- Davies H, Doick K, Handley P, O'Brien L, Wilson L (2017). Delivery of ecosystem services by urban forests. *Res. Rep. For. Comm.UK*. 26, 77.
- De Groot R S, Wilson M A, Boumans R M (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408.
- De la Concha H. (2016). I-Tree Eco Manual de toma de datos versión español. Agrinet. México. Disponible online: https://www.itreetools.org/documents/190/03_Manual_de_campo_para_toma_de_datos_i-Tree_ECO.pdf
- De Sherbinin A, Schiller A, Pulsipher A (2007) The vulnerability of global cities to climate hazards. *Environ Urban* 19:39–64
- Delgado-Capel M, Cariñanos P (2020). Towards a standard framework to identify green infrastructure key elements in dense Mediterranean cities. *Forests*, 11(12), 1246.
- Dempsey N, Burton M (2012). Defining place-keeping: The long-term management of public spaces. *Urban forestry & urban greening*, 11(1), 11-20.
- Depietri Y, McPhearson T (2017). Integrating the grey, green, and blue in cities. *Nature-Based Solutions for Climate Change Adaptation and Risk Reduction*, 91–109. En: Kabisch N, Korn H, Stadler J, Bonn A (eds) *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas*. Springer.

- Diario Oficial de la Federación (DOF). (1996). Ley de Desarrollo Urbano del Distrito Federal. Disponible online: https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4869308&fecha=07/02/1996#gsc.tab=0
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2007). Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012. Disponible online: https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4989401&fecha=31/05/2007#gsc.tab=0
- Diario Siglo XXL (Redacción) (2022). Beneficios de comprar una propiedad cerca de áreas verdes en México. Diario Siglo XXI. Disponible online: <https://www.diariosigloxxi.com/texto-diario/mostrar/3898752/beneficios-comprar-propiedad-cerca-areas-verdes-mexico>
- Dobbs C, Escobedo F J, Zipperer W C (2004). A framework for developing urban forests ecosystem services and good indicators. *Landsc. Urban Plan.* 99, 196–206.
- Dodman D (2009) Blaming cities for climate change? An analysis of urban greenhouse gas emissions inventories. *Environ Urban* 21:185–20
- Dodman D, Brown D, Francis K, Hardoy J, Johnson C, Satterthwaite D (2013). Understanding the nature and scale of urban risk in low- and middle-income countries and its implications for humanitarian preparedness, planning and response. London: <https://pubs.iied.org/10624IIED>
- Dodman D, Diep L, Colenbrander S (2017). Making the case for the nexus between resilience and resource efficiency at the city scale. *International Journal of Urban Sustainable Development*, 9(2), 97-106.
- Dominguez-Taylor P, Ruiz-Suarez L G, Rosas-Perez I, Hernández-Solis J M, Steinbrecher R (2007). Monoterpene and isoprene emissions from typical tree species in forests around Mexico City. *Atmospheric Environment*, 41(13), 2780-2790.
- Donovan R G, Stewart H E, Owen S M, MacKenzie A R, Hewitt C N (2005a). Development and application of an urban tree air quality score for photochemical pollution episodes using the Birmingham, United Kingdom, area as a case study. *Environmental science & technology*, 39(17), 6730-6738.
- Donovan R G, Sadler J P, Bryson J R (2005b). Urban biodiversity and sustainable development. In *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Engineering Sustainability* (Vol. 158, No. 2, pp. 105-114). Thomas Telford Ltd.
- Dreyer J B B, Higuchi P, Silva A C (2019). *Ligustrum lucidum* WT Aiton (broad-leaf privet) demonstrates climatic niche shifts during global-scale invasion. *Scientific Reports*, 9(1), 3813.
- Duan C, Wu Z, Liao H, Ren Y (2023). Interaction Processes of Environment and Plant Ecophysiology with BVOC Emissions from Dominant Greening Trees. *Forests*, 14(3), 523.
- Duinker P N, Lehvävirta S, Busse Nielsen A, Toni S A (2019). Urban woodlands, and their management. In *Routledge Handbook of Urban Forestry*; Ferrini, F., Konijnendijk, C.C., Fini, A., Eds.; Routledge, Taylor and Francis Group: Boca Raton, FL, USA.

- Dunn-Johnston K A, Kreuzwieser J, Hirabayashi S, Plant L, Rennenberg H, Schmidt S (2016). Isoprene emission factors for subtropical street trees for regional air quality modeling. *Journal of environmental quality*, 45(1), 234-243.
- El-Kholy S A, Moustafa Y M, Abou El-Ela M A (2022). Urban Park design and children's physical activity levels: an investigation of design characteristics of green areas and playgrounds. *Journal of Engineering and Applied Science*, 69(1), 93
- Ellis B (1991). Urban runoff quality in the UK: problems, prospects and procedures. *Applied Geography*, 11(3), 187-200.
- Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio P J, McDonald R I, Parnell S, Schewenius M, et al. eds. (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities. A global assessment*. Springer.
- Emadodin I, Taravat A, Rajaei M (2016). Effects of urban sprawl on local climate: A case study, north central Iran. *Urban Climate*, 17, 230-247.
- Encuesta Nacional de Ocupación y Empleo (ENOE) (2019). I a IV trimestres de 2019. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/enoe/15ymas/default.html#Microdatos>
- Escobedo F J, Nowak D J (2009). Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and urban planning*, 90(3-4), 102-110
- Escobedo F J, Kroeger T, Wagner J E (2011). Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental pollution*, 159(8-9), 2078-2087.
- Esperon-Rodriguez M, Rymer P D, Power S A, Barton D N, Cariñanos P, Dobbs C, et al. (2022). Assessing climate risk to support urban forests in a changing climate. *Plants, People, Planet*, 4(3), 201-213.
- European Commission (EC), 2013. Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe's Natural Capital. COM, p. 249 final, Brussels, 6.5.2013. Disponible online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:52013DC0249>
- European Commission (EC), 2015. Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities. Final Report of the Horizon 2020 Expert Group on 'Nature-Based Solutions and ReNaturing Cities'. Directorate-General for Research and Innovation—Climate Action, Environment, Resource Efficiency and Raw Materials. p. 74.
- European Environment Agency (EEA) (2006). (EEA), Urban sprawl in Europe, The ignore challenge. Copenhagen: EEA. Disponible online: https://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_10/eea_report_10_2006.pdf
- European Route of Historic Gardens. (s/f). Cultural Routes of the Council of Europe. Disponible online: <http://www.europeanhistoricgardens.eu>

- Ewing R, Schmid T, Killingsworth R, Zlot A, Raudenbush S. (2003). Relationship between urban sprawl and physical activity, obesity, and morbidity. *American journal of health promotion*, 18(1), 47-57.
- Ewing R, Hamidi S (2014). Measuring Urban Sprawl and Validating Sprawl Measures. Metropolitan Research Center
- Ewing R, Hamidi S, Grace J B, Dennis Y W (2016). Does urban sprawl hold down upward mobility? *Landscape and Urban Planning*, 148, 80-88.
- Fan H, Sailor D J (2005). Modeling the impacts of anthropogenic heating on the urban climate of Philadelphia: a comparison of implementations in two PBL schemes. *Atmos Environ* 39:73–84
- FAO (2016). Directrices para la silvicultura urbana y periurbana, por Salbitano F, Borelli S, Conigliaro M, Chen Y. 2017. Directrices para la silvicultura urbana y periurbana, Estudio FAO: Montes Nº 178, Roma, FAO
- Fares S, Vargas R, Detto M, et al. (2013). Tropospheric ozone reduces carbon assimilation in trees: estimates from analysis of continuous flux measurements. *Glob Chang Biol* 19:2427–2443
- Fares S, Paoletti E, Calfapietra C, Mikkelsen T N, Samson R, Le Thiec D (2017). Carbon sequestration by urban trees. *The Urban Forest: Cultivating Green Infrastructure for People and the Environment*, 31-39.
- Ferguson B K (2018). Permeable pavements in Liveable, Sustainable Cities. *CityGreen*. 5, 34–39.
- Fernández R D, Ceballos S J, Aragón R, Malizia A, Montti L, Whitworth-Hulse J I, et al. (2020). A global review of *Ligustrum lucidum* (OLEACEAE) invasion. *The Botanical Review*, 86, 93-118.
- Flinker P (2010). The need to reduce impervious cover to prevent flooding and protect water quality. Rhode Island Department of Environmental Management, Rhode Island. Disponible online: <http://www.dem.ri.gov/programs/bpoladm/suswshed/pdfs/imperv.pdf>.
- Fondo de Desastres Naturales de México (FONDEN). (2012). FONDEN: El Fondo de Desastres Naturales de México una reseña. Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento, Banco Mundial. Disponible online: http://www.proteccioncivil.gob.mx/work/models/ProteccionCivil/Almacen/fonden_resumen_ejecutivo.pdf. ProteccionCivil/Resource/469/1/images/LibroFonden_versionEsp.pdf
- Forestry Commission (2009). Putting the Green in the Grey. Creating Sustainable Grey Infrastructure. A Guide for Developers, Planners, and Project Managers; Forestry Commission: Bristol, UK.
- Frenz D A (1995). Making Sense of the Numbers: What to do with a pollen count once you have one. *The Pollen Monitor: Newsletter of Multidata Inc*, 1(11), 3.
- Fuentes J D, Lerdau M, Atkinson R, Baldocchi D, Bottenheim J W, Ciccioli P, et al. (2000). Biogenic hydrocarbons in the atmospheric boundary layer: a review. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81(7), 1537-1575.

Fuller R A, Gaston K J (2009). The scaling of green space coverage in European cities. *Biology letters*, 5(3), 352-355.

Gaceta Oficial de la Ciudad de México (GOCDMX) (2021). Estrategia para la Conservación y el Uso Sustentable de la Biodiversidad de la Ciudad de México (ECUSBE-CDMX) y Plan de Acción 2030. México. Disponible online:
<https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/DGCPCA/GacetaDel01DeSeptiembre2021.pdf>

Gaceta Oficial de la Ciudad de México (GOCDMX). (2022). Aviso mediante el cual se dan a conocer las reglas de operación del Programa Social “Tlalpan hacia el desarrollo sostenible”. Disponible online:
<https://www.tlalpan.cdmx.gob.mx/wp-content/uploads/2022/03/S139-Tlalpan-hacia-el-desarrollo-sostenible-modif-1.pdf>

Gaceta Oficial del Distrito Federal (GODF). (2010b). Decreto que contiene el Programa Delegacional de Desarrollo Urbano para la Delegación de Tlalpan del Distrito Federal. No. 904 Tomo II .

Gaceta Oficial del Distrito Federal (GODF). (2000). Ley Ambiental de Protección a la Tierra en el Distrito Federal . GODF. México.

Gaceta Oficial del Distrito Federal (GODF). (2010a). Órgano del Gobierno del Distrito Federal. No. 904 Tomo II.

Gaertner M, Larson B M, Irlich U M, Holmes P M, Stafford L, van Wilgen B W, Richardson D M (2016). Managing invasive species in cities: a framework from Cape Town, South Africa. *Landscape and Urban Planning*, 151, 1-9.

Gaertner M, Wilson J R U, Cadotte M W, MacIvor J S, Zenni R D, Richardson D M (2017). Non-native species in urban environments: Pattern, processes, impacts and challenges. *Biol. Invasions*. 19, 3461–3469

Galán C, Cariñanos P, Alcázar P, Dominguez E (2007). Quality and management manual of the Spanish aerobiology network. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba, Spain.

García-Sánchez I E, Barradas V L, de León Hill C A P, Esperón-Rodríguez M, Pérez I R, Ballinas M (2019). Effect of heavy metals and environmental variables on the assimilation of CO₂ and stomatal conductance of *Ligustrum lucidum*, an urban tree from Mexico City. *Urban forestry & urban greening*, 42, 72-81.

Gardner L (1992). Procedures for the Preparation of Emission Inventories for Carbon Monoxide and Precursors of Ozone. Office of Air Quality Planning and Standards, Office of Air and Reduction, US Environmental Protection Agency.

Ghofrani Z, Sposito V, Faggian R. (2017). A comprehensive review of blue-green infrastructure concepts. *International Journal of Environment and Sustainability*, 6(1).

Ghosh S, Das A (2018). Modelling urban cooling island impact of green space and water bodies on surface urban heat island in a continuously developing urban area. *Modeling Earth Systems and Environment*, 4(2), 501-515.

- Givnish T J (1980). Ecological constraints on the evolution of breeding systems in seed plants: dioecy and dispersal in gymnosperms. *Evolution*, 959-972.
- Global Invasive Species Database (2010). *Casuarina equisetifolia*. Disponible online: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=365&fr=1&>
- Gobierno de la Ciudad de México (2023). Anexo II Estrategias transversales en cumplimiento del Artículo 47 de la Ley de Austeridad. Transparencia en remuneraciones y ejercicio de recursos de la Ciudad de México. Anexo Transversal en materia de sustentabilidad. Secretaría de Administración y Finanzas.
- Gobierno de Tlalpan (2022). Tlalpan se perfila como referente en el cuidado de áreas verdes urbanas. Boletín informativo 222.
- Gobierno de Tlalpan (2022). Tlalpan única demarcación en atender la plaga de muérdago en la Ciudad de México. Boletín de prensa 273
- Gómez-Baggethun E, Gren Å, Barton D N, Langemeyer J, McPhearson T, O'Farrell P, Andersson E, Hamstead Z, Kremer P (2013) Urban Ecosystem Services. En Elmquist T. (Ed.): Urbanization, biodiversity and ecosystem services. Springer Netherlands: 175-251.
- González J E, Luvall J C, Rickman D, Comarazamy D, Picón A, Harmsen E, et al. (2005). Urban heat islands developing in coastal tropical cities. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 86(42), 397-403.
- González-Hernández L, Romo-Lozano J L, Cristóbal-Acevedo D, Damian M Á M, Caballero L M (2023). Valoración económica de los servicios ecosistémicos de cuatro sistemas forestales periurbanos a través de i-Tree Eco. *Madera y Bosques*, 29(3).
- Good Gardening Practices in Barcelona. (2021). Conserving and Improving Biodiversity. Ayuntamiento de Barcelona. Disponible online: <https://ajuntament.barcelona.cat/ecologiaurbana/sites/default/files/Bones-practiques-jardineria-2016-ENG.pdf>
- Gospodini A, Brebbia C A, Tiezzi E (Eds.). (2008). *The Sustainable City V: Urban Regeneration and Sustainability*; Wit Press: Southampton, UK, Volume 5.
- Gotelli N J, Colwell R K (2011). Estimating Species Richness. In *Biological Diversity: Frontiers En Measurement and Assessment*; OxfordUniversity Press: Oxford, UK. Volume 39, p. 54.
- Granada Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía; Consejería de Transformación Económica, Industria, Conocimiento y Universidades; Junta de Andalucía (2021). Sistema de Información Multiterritorial de Andalucía (SIMA); Granada Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía: Granada, Spain; Consejería de Transformación Económica, Industria, Conocimiento y Universidades: Seville, Spain; Junta de Andalucía: La Roda de Andalucía, Spain.
- Grimm N B, Faeth S H, Golubiewski N E, Redman C L, Wu J, Bai X, Briggs J M (2008). Global change and the ecology of cities. *science*, 319(5864), 756-760.

- Grote R, Samson R, Alonso R, Amorim J H, Cariñanos P, Churkina G, et al. (2016). Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(10), 543-550.
- Guenther A, Zimmerman P, Wildermuth M (1994). Natural volatile organic compound emission rate estimates for US woodland landscapes. *Atmospheric Environment*, 28(6), 1197-1210.
- Gullón P, Gullón B, Astray G, Munekata P E, Pateiro M, Lorenzo J M (2020). Value-added compound recovery from invasive forest for biofunctional applications: Eucalyptus species as a case study. *Molecules*, 25(18), 4227.
- Gunawardena K, Kershaw T (2016). Green and blue-space significance to urban heat island mitigation. In *Integrated Design at 50: Building our Future*
- Gunawardena K R, Wells M J, Kershaw T (2017). Utilising green and blue space to mitigate urban heat island intensity. *Science of the Total Environment*, 584-585, 1040-1055.
- Güngör S, Demir M, Polat A T (2016). A Research on Accessibility of urban parks by disabled users. *Int. J. Res. Soc. Sci.* 6,578–594.
- Guo S, Song C, Pei T, Liu Y, Ma T, Du Y, et al. (2019). Accessibility to urban parks for elderly residents: Perspectives from mobile phone data. *Landscape and Urban Planning*, 191, 103642.
- Guryanova S V, Finkina E I, Melnikova D N, Bogdanov I V, Bohle B, Ovchinnikova T V (2022). How do pollen allergens sensitize?. *Frontiers in Molecular Biosciences*, 9, 900533.
- Haaland C, van den Bosh C K (2015). Challenges and strategies for urban green-spaces planning in cities undergoing densification: A Review. *Urban For. Urban Green*. 14, 760–771.
- Haase D, Larondelle N, Andersson E, Artmann M, Borgström S, Breuste J, et al. (2014). A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. *Ambio*, 43, 413-433.
- Hale J D, Fairbrass A J, Matthews T J, Sadler J P (2012). Habitat composition and connectivity predicts bat presence and activity at foraging sites in a large UK conurbation. *PloS one*, 7(3), e33300.
- Hamilton B, Coops N C, Lokman K (2021). Time series monitoring of impervious surfaces and runoff impacts in Metro Vancouver. *Science of The Total Environment*, 760, 143873.
- Hamin E M, Gurran N (2009). Urban form and climate change: Balancing adaptation and mitigation in the US and Australia. *Habitat international*, 33(3), 238-245.
- Hartig T, Mang M, Evans G W (1991). Restorative effects of natural environment experiences. *Environment and behavior*, 23(1), 3-26
- Hartig T, Evans G W, Jamner L D, Davis D S, Gärling T (2003). Tracking restoration in natural and urban field settings. *Journal of environmental psychology*, 23(2), 109-123.

- Hartini N, Ariana A D, Dewi T K, Kurniawan A (2017). Improving urban environment through public commitment toward the implementation of clean and healthy living behaviors. *Psychology Research and Behavior Management*, 79-84.
- Heisler G M, Grant R H, Grimmond S, Souch C (1995). Urban forests--cooling our communities? En: *Inside Urban Ecosystems*, Proc. 7th Nat. Urban Forest Conf., American Forests, Washington, DC. pp. 31-34.
- Helden A J, Leather S R (2004). Biodiversity on urban roundabouts—Hemiptera, management and the species–area relationship. *Basic and applied Ecology*, 5(4), 367-377.
- Hernández G (2006). Historia de la delegación Tlalpan. Rasgos históricos de Tlalpan. *Diario de Campo. Boletín interno de los investigadores del área de Antropología* (Nº. 87). 62-73.
- Hettinger N (2001). Exotic species, naturalisation, and biological nativism. *Environmental values*, 10(2), 193-224.
- Heywood V H (2017). The nature and composition of urban plants diversity in the Mediterranean. *Flora Mediterr.* 27, 195–220.
- Hirabayashi S (2013). i-Tree Eco precipitation interception model descriptions. http://www.itreetools.org/eco/resources/iTree_Eco_Precipitation_Interception_Model_Descriptions.pdf
- Hirabayashi Y, Mahendran R, Koirala S, Konoshima L, Yamazaki D, Watanabe S, et al. (2013). Global flood risk under climate change. *Nature climate change*, 3(9), 816-821.
- Hirabayashi S, Kroll C N, Nowak D J (2015). i-Tree Eco dry deposition model descriptions. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service; Kent, OH: Davey TreeExpert Co. http://www.itreetools.org/eco/resources/iTree_Eco_Dry_Deposition_Model_Descriptions.pdf
- Hua L, Zhang X, Nie Q, Sun F, Tang L (2020). The impacts of the expansion of urban impervious surfaces on urban heat islands in a coastal city in China. *Sustainability*, 12(2), 475.
- Ignatieva M, Hedblom M (2018). An alternative urban green carpet. *Science*, 362(6411), 148-149.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2020). Número de habitantes. Ciudad de México: <https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/df/poblacion/>
- Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (INAFED) (2010). Enciclopedia de los municipios y las delegaciones de México. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal
- IPCC (2013). Resumen para responsables de políticas. En: *Cambio Climático 2013: Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Stocker T F, Qin D, Plattner G K et al. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América. Disponible online: http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_SPM_brochure_es.pdf.

i-Tree User's Manual (2016). Tools for Assessing and Managing Community Forests. Software Suite v6. Disponible online: <https://www.itreetools.org/resources/manuals/i-Tree%20Species%20Users%20Manual.pdf>

i-Tree. (2017). i-Tree Eco Manual del usuario V6.0. Disponible en: <https://www.treeconomics.co.uk/wp-content/uploads/2018/08/London-i-Tree-Report.pdf>

i-Tree. (2021). i-Tree Eco Field Guide V6.0. Disponible en: <https://www.itreetools.org/documents/274/EcoV6.FieldManual.2021.10.06.pdf>

IUCN (2019). Nature based Solutions in Mediterranean cities. Rapid assessment report and compilation of urban interventions (2017-2018). Malaga, Spain: IUCN. 117pp.

Jaganmohan M, Knapp S, Buchmann C M, Schwarz N (2016). The bigger, the better? The influence of urban green space design on cooling effects for residential areas. *Journal of environmental quality*, 45(1), 134-145.

Jefatura de Gobierno. (2017). Constitución Política de la Ciudad de México. Gaceta Oficial de la Ciudad de México, México.

Jennings V, Bamkole O (2019). The relationship between social cohesion and urban green space: An Avenue for Health promotion. *Int.J. Environ. Res. Public Health*, 16, 452.

Jiménez-Alfaro B, Frischie S, Stolz J, Gálvez-Ramírez C (2020). Native plants for greening Mediterranean agroecosystems. *Nature Plants*, 6(3), 209-214.

Jiménez-Delgado A, Lloret-Mauri J (2019). *Health, Wellbeing and Sustainability in the Mediterranean City*. Routledge.

Jo H K, Mcpherson, G E (1995). Carbon Storage and Flux in Urban Residential Greenspace. *Journal of Environmental Management*, 45, 109-133.

Johnson H, Kovats R S, McGregor G, et al. (2005) The impact of the 2003 heat wave on daily mortality in England and Wales and the use of rapid weekly mortality estimates. *Eurosurveillance* 10:168–171

Kabisch N, Haase D (2013). Green spaces of European cities revisited for 1990–2006. *Landsc. Urban Plan.* 110, 113–122.

Kabisch N, Korn H, Stadler J, Bonn A (2017). *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas; Theory and Practice of Urban Sustainability Transitions*

Karl M, Guenther A, Köble R, Leip A, Seufert G (2009). A new European plant-specific emission inventory of biogenic volatile organic compounds for use in atmospheric transport models. *Biogeosciences*, 6(6), 1059-1087.

- Kasprzyk I, Grinn-Gofroń A, Ćwik A, Kluska K, Cariñanos P, Wójcik T (2021). Allergenic fungal spores in the air of urban parks. *Aerobiologia*, 37, 39-51.
- Keivani R (2009). A review of the main challenges to urban sustainability. *International Journal of Urban Sustainable Development*, 1(1-2), 5-16.
- Kendal D, Dobbs C, Lohr V I (2014). Global patterns of diversity in the urban forest: Is there evidence to support the 10/20/30 rule? *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(3), 411-417.
- Kramer P J, Kozlowski T T (1979). *Physiology of Woody Plants*. 2nd Edition, Academic Press, New York.
- Kremen C (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?. *Ecology letters*, 8(5), 468-479.
- Kweon B S, Sullivan W C, Wiley A R (1998). Green common spaces and the social integration of inner-city older adults. *Environment and behavior*, 30(6), 832-858.
- Lafortezza R, Chen J (2016). The provision of ecosystem services in response to global change: evidences and applications. *Environ. Res.* 147, 576–579.
- Lai L W, Cheng W L (2009). Air quality influenced by urban heat island coupled with synoptic weather patterns. *Science of the total environment*, 407(8), 2724-2733.
- Lawson E, Thorne C, Ahilan S, Allen D, Arthur S, Everett G, Fenner R, Glenis V, Guan D, et al. (2014). Delivering and evaluating the multiple flood risk benefits in Blue-Green Cities: an interdisciplinary approach. *Flood Recovery, Innovation and Response IV* 113. *WIT Trans. Ecol. Environ.* 184, 2014 WIT
- Le Goix R (2005). Gated communities: Sprawl and social segregation in Southern California. In *Gated Communities* (pp. 131-151). Routledge.
- Li X, Xiao Q, Niu J et al. (2016) Process-based rainfall interception by small trees in Northern China: the effect of rainfall traits and crown structure characteristics. *Agric For Meteorol* 218–219:65–73
- Li G, Wan L, Cui M, Wu B, Zhou J (2019). Influence of canopy interception and rainfall kinetic energy on soil erosion under forests. *Forests*, 10(6), 509.
- Li J, Wang Y, Ni Z, Chen S, Xia B (2020). An integrated strategy to improve the microclimate regulation of green-blue-grey infrastructures in specific urban forms. *Journal of Cleaner Production*, 271, 122555.
- Li X, Ratti C, Seiferling I (2018). Quantifying the shade provision of street trees in urban landscape: A case study in Boston, USA, using Google Street View. *Landscape and Urban Planning*, 169, 81-91.
- Liu R, Xiao J (2021). Factors affecting users' satisfaction with urban parks through online comments data: Evidence from Shenzhen, China. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 18, 252.

- Livesley S J, McPherson E G, Calfapietra C (2016). The urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of environmental quality*, 45(1), 119-124.
- López G M, Sánchez E U R, Fragoso L V, Izquierdo A V (2019). Importancia del extensionismo rural en la Ciudad de México (CDMX). *Inclusión y Desarrollo*, 6(1), 123-135.
- Lovett G M (1994). Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: an ecological perspective. *Ecological Applications*. 4: 629-650.
- Luo S, Xie J, Furuya K (2021). Assessing the preference and restorative potential of urban park blue space. *Land*, 10(11), 1233.
- Lyytimäki J, Sipilä M (2009). Hopping on one leg—The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(4), 309-315.
- Lyytimäki J (2017). Disservices of urban trees. In *Routledge Handbook of Urban Forestry*; Ferrini, F., van den Bosch, C.K., Fini, A., Eds. Routledge Taylor and Francis: London, UK; New York, NY, USA.
- Mabon L, Shih W Y (2018). What might 'just green enough' urban development mean in the context of climate change adaptation? The case of urban greenspace planning in Taipei Metropolis, Taiwan. *World Development*, 107, 224-238.
- Maes J, Jacobs S (2017). Nature-based solutions for Europe's sustainable development. *Conservation letters*, 10(1), 121-124.
- Maes J, Zulian G, Günther S, Thijssen M, Raynal J (2019). Enhancing Resilience of Urban Ecosystems through Green Infrastructure; Final Report, EUR 29630 EN.; Publications Office of the European Union: Luxembourg
- Mahrous A M, Moustafa Y M, Abou El-Ela M A (2018). Physical characteristics and perceived security in urban parks: Investigation in the Egyptian context. *Ain Shams Engineering Journal*, 9(4), 3055-3066.
- Mailly D, Margolis H (1992). Forest floor and mineral soil development in *Casuarina equisetifolia* plantations on the coastal sand dunes of Senegal. *Forest Ecology and Management* 55: 259–278
- Makar P A, Gravel S, Chirkov V, Strawbridge K B, Froude F, Arnold J, Brook J (2006). Heat flux, urban properties, and regional weather. *Atmos Environ* 40:2750–2766
- Mănescu C R, Dobrescu E, Nujnoi S, Toma F, Petra S (2019). Toxic plant species in parks located in city centre of Bucharest. *Scientific Papers. Series B. Horticulture*, 63(1).
- Mao Q, Wang L, Guo Q, Li Y, Lin M, Xu G (2020). Evaluating Cultural Ecosystem Services of Urban Residential Green Spaces from the perspectives of Residents' Satisfaction with green spaces. *Front. Public Health*, 8, 226.

- Maradiaga-Marín M F, Cariñanos P (2021). An Indicator-Based Approach to Assess the Readiness of Urban Forests for Future Challenges: Case Study of a Mediterranean Compact City. *Forests*, 12(10), 1320.
- Mari A, Rasi C, Palazzo P, Scala E (2009). Allergen databases: current status and perspectives. *Current allergy and asthma reports*, 9(5), 376-383.
- Martí P, Serrano-Estrada L, Nolasco-Cirugeda A (2017). Using locative social media and urban cartographies to identify and locate successful urban plazas. *Cities*, 64, 66-78.
- Martínez-Trinidad T, Hernández López P, López-López S F, Mohedano Caballero L (2021). Diversidad, estructura y servicios ecosistémicos del arbolado en cuatro parques de Texcoco mediante i-Tree Eco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(67), 202-223
- Maruthaveeran S, van den Bosch C C K (2014). A socio-ecological exploration of fear of crime in urban green spaces. A systematic review. *Urban For. Urban Green.* 13, 1–18.
- Masullo M, Cioffi F, Li J, Maffei L, Scorpio M, Iachini T, et al. (2022). An investigation of the influence of the night lighting in a urban park on individuals' emotions. *Sustainability*, 14(14), 8556.
- Matthews T, Lo A, Byrne J (2015) Reconceptualizing green infrastructure for climate change adaptation: Barriers to adoption and drivers for uptake by spatial planners. *Landscape and Urban Planning*, 138, pp. 155-163
- Maya J O M, Aguilar M D C M (2010). Las áreas verdes de la ciudad de México. Un reto actual. *Scripta Nova: revista electrónica de geografía y ciencias sociales*, 14.
- McCormack G R, Rock M, Toohey A M, Hignell D (2010). Characteristics of urban parks associated with park use and physical activity: A review of qualitative research. *Health & place*, 16(4), 712-726.
- McGeehin M A, Mirabelli M (2001). The potential impacts of climate variability and change on temperature-related morbidity and mortality in the United States. *Environmental health perspectives*, 109(suppl 2), 185-189
- McGregor P G (2000). Prospects for biological control of privet (*Ligustrum* spp.) (Oleaceae). *Landcare Research Contract Report LC9900/127*, for Auckland Regional Council
- McHale M R, McPherson E G, Burke I C (2007). The potential of urban tree plantings to be cost effective in carbon credit markets. *Urban Forestry & Urban Greening*, 6(1), 49-60.
- McKinney M L (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260.
- McPherson E G, Simpson J R, Xiao Q F, Wu C X (2011) Million Trees Los Angeles canopy cover and benefit assessment. *Landscape and Urban Planning* 99, 1, 40–50.

- Mediterranean Experts on Climate and Environmental Change (MedECC). (2019). Risks Associated to Climate and Environmental Changes in the Mediterranean Region. A Preliminary Assessment by the MedECC Science-Policy Interface. Disponible online: https://ufmsecretariat.org/wp-content/uploads/2019/10/MedECC-Booklet_EN_WEB.pdf
- Meek C S, Richardson D M, Mucina L (2010). A river runs through it: land-use and the composition of vegetation along a riparian corridor in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation*. 2010;143:156–164.
- Mexi, A., y Tudora, I. (2012). Livable urban spaces. public benches and the quality of daily life.
- Mexia T, Vieira J, Príncipe A, Anjos A, Silva P, Lopes N, Freitas C, Santos-Reis M, et al. (2018). Ecosystem Services: Urban parks under a magnifying glass. *Environ. Res.* 160, 469–478.
- Meza-Aguilar M, Moncada Maya J (2010). Las áreas verdes de la ciudad de México. Un reto actual. *Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*, vol. 14 (n° 331), p. 56.
- Millennium ecosystem assessment, M. E. A. (2005). *Ecosystems and human well-being* (Vol. 5, p. 563). Washington, DC: Island press
- Mitchell R J, Popham F (2008). Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study. *The lancet*, 372(9650), 1655-1660.
- Mitchell R J, Richardson E A, Shortt N K, Pearce J R (2015). Neighborhood environments and socioeconomic inequalities in mental well-being. *American journal of preventive medicine*, 49(1), 80-84.
- Morabito M, Crisci A, Guerri G, Messeri A, Congedo L, Munafò M (2021). Surface urban heat islands in italian metropolitan cities: Tree cover and impervious surface influences. *Science of the Total Environment*, 751, 142334.
- Moreno-García M C (2019). The microclimatic effect of green infrastructure (GI) in a Mediterranean city: the case of the urban park of Ciutadella (Barcelona, Spain). *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, 45(3), 99-107.
- Myrup L O, McGinn C E, Flocchini R G (1991). An analysis of microclimate variation in a suburban environment. En: *Seventh Conference of Applied Climatology*, American Meteorological Society, Boston, MA, pp. 172-179
- Naciones Unidas (2015). Acuerdo de Paris. Convención Marco de Las Naciones Unidas Sobre El Cambio Climático (CMNUCC). Disponible online: https://unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/spanish_paris_agreement.pdf
- Naciones Unidas (UN). (2017). Nueva Agenda Urbana, Habitat III. Disponible online: <https://habitat3.org/wp-content/uploads/NUA-Spanish.pdf>

- Naciones Unidas (UN). (2018). La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe (LC/G.2681-P/Rev.3), Santiago. Disponible online: <https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/cb30a4de-7d87-4e79-8e7a-ad5279038718/content>
- National Institute of Statistics (INE). (s/f). Población Residente por Fecha, Sexo y Edad. Resultados por Provincias. Disponible online: <https://www.ine.es/jaxiT3/Tabla.htm?t=31304>.
- National Invasive Species Council (NISC). 2005. Five-year review of Executive Order 13112 on invasive species. Washington, DC: NISC.
- National Urban Forestry Unit (NUFU). (1999). Trees & Woods in Towns & Cities: How to Develop Local Strategies for Urban Forestry: a Guide. National Urban Forestry Unit.
- Nelson L S, Shih R D, Balick M J, Lampe K F (2007). Handbook of poisonous and injurious plants. New York: New York Botanical Garden.
- Norton B A, Coutts A M, Livesley S J, Harris R J, Hunter A M, Williams N S (2015). Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and urban planning*, 134, 127-138.
- Nowak D J (1994). Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. In: E. G. McPherson, D. J. Nowak, & R. A. Rowntree (Eds.), *Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. General Technical Report NE-186*. US Department of Agriculture, Forest Service: 83-94
- Nowak D J, Civerolo K L, Rao S T, Sistla G, Luley C J, Crane D E (2000). A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric environment*, 34(10), 1601-1613.
- Nowak D J, Crane D E (2002a). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental pollution*, 116(3), 381-389.
- Nowak D J, Stevens J C, Sisinni S M, Luley C J (2002b). Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, 28(3), 113-122.
- Nowak D J, Crane D E, Stevens J C (2006) Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For Urban Green* 4:115–123
- Nowak D J, Hoehn R, Crane D E (2007). Oxygen production by urban trees in the United States. *Arboriculture and Urban Forestry*, 33(3), 220.
- Nowak D J, Dwyer J F (2007). Understanding the Benefits and Costs of Urban Forest Ecosystems. In: Kuser, J.E., Ed., *Urban and Community Forestry in the Northeast*, Springer, Dordrecht, 25-46.
- Nowak D J, Heisler G M (2010). Air quality effects of urban trees and parks. Ashburn, VA: National Recreation and Park Association.

- Nowak D J, Greenfield E J, Hoehn R E, Lapoint E (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental pollution*, 178, 229-236.
- Nowak D J, Hirabayashi S, Bodine A, Greenfield E (2014). Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental pollution*, 193, 119-129.
- Nowak D J (2021). Understanding i-Tree: 2021 summary of programs and methods. US Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station.
- Nunes T V, Pio C A (2001). Emission of volatile organic compounds from portuguese eucalyptus forests. *Chemosphere - Global Change Science*, 3(3), 239-248.
- Núñez J M (2021). Análisis espacial de las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México. *Economía, sociedad y territorio*, 21(67), 803-833.
- Nutsford D, Pearson A L, Kingham S. (2013). An ecological study investigating the association between access to urban green space and mental health. *Public health*, 127(11), 1005-1011.
- Ogren T L (2003). Trees, Shrubs and Urban Allergies. A Quarterly Newsletter of the Wisconsin Department of Natural Resources, 11, 1-16. Marzo 2018, De Wisconsin Department of Natural Resources, Forestry Division Base de datos.
- Oke T R (1989). The micrometeorology of the urban forest. *Philos T Roy Soc B* 324(1223):335–349 Palmquist RB (1991) Hedonic methods. In: Braden JB, Kolstad CD (eds) *Measuring the demand for environmental quality*. Elsevier, Amsterdam, pp 77–120
- Oktay D (2020). Smart and Sustainable Urbanism with Identity in Mediterranean Cities. In *Green Buildings and Renewable Energy. Innovative Renewable Energy*; Sayigh, A., Ed.; Springer: Cham, Switzerland.
- Oliveira S, Vaz T, Andrade H (2014). Perception of thermal comfort by users of urban green areas in Lisbon. *Finisterra*, 49(98).
- Organización de las Naciones Unidas (ONU) México (2016) ¿Has sentido que tu ciudad es cada vez más grande? Los principales retos en el Desarrollo Urbano hacia 2030. Disponible online: <http://www.onu.org.mx/alguna-vez-has-sentido-que-tu-ciudad-es-cada-vez-mas-grande/>
- Organización de las Naciones Unidas (ONU) (2015). *Habitat III issue papers: 11-public space*. Nueva York: Naciones Unidas.
- Organización de las Naciones Unidas (ONU)-INFONAVIT (2018). Informe CPI Extendido, Aglomeración urbana de la Ciudad de México. Programa de la Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos, ONU-Habitat. México. Disponible online: http://70.35.196.242/onuhabitatmexico/cpi/extendidos/CDMX_web.pdf

- Organización de las Naciones Unidas (ONU-Habitat) (2012). Estado de las ciudades de América Latina y el Caribe 2012. Rumbo a una nueva transición urbana. Disponible online: http://www.cinu.mx/minisitio/Informe_Ciudades/SOLACC_2012_web.pdf
- Organización de las Naciones Unidas ONU-HABITAT-INFONAVIT (2018). Informe CPI Extendido, Aglomeración urbana de la Ciudad de México.
- Organización Mundial de la Salud (OMS) (2020). Heatwaves. Disponible online: https://www.who.int/health-topics/heatwaves#tab=tab_1
- Owen S M, MacKenzie A R, Stewart H, Donovan R, Hewitt C N (2003). Biogenic volatile organic compound (VOC) emission estimates from an urban tree canopy. *Ecological Applications*, 13(4), 927-938.
- Pace R, Guidolotti G, Baldacchini C, Pallozzi E, Grote R, Nowak D J, Calfapietra C (2021). Comparing i-Tree eco estimates of particulate matter deposition with leaf and canopy measurements in an urban mediterranean holm Oak forest. *Environmental science & technology*, 55(10), 6613-6622.
- Palacios-Chávez R (1977). Modern pollen rain in different habitats of the Valley of Mexico. *Botanical Sciences*, (36), 45-70.
- Palliwooda J, Banzhaf E, Priers J A (2020). How do the green components of urban green infrastructure influence the use of ecosystem services? Examples from Leipzig, Germany. *Landsc. Ecol.* 35, 1127–1142.
- Pantavou K G, Jacovides C P, Nikolopoulos G K (2017). Data on solar sunburning ultraviolet (UVB) radiation at an urban Mediterranean climate. *Data in brief*, 11, 597-600.
- Parsons R, Tassinary L G, Ulrich R S, Hebl M R, Grossman-Alexander M. (1998). The view from the road: Implications for stress recovery and immunization. *Journal of environmental psychology*, 18(2), 113-140.
- Pataki D E, Carreiro M M, Cherrier J, Grulke N E, Jennings V, Pincetl S, Zipperer W C (2011). Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), 27-36.
- Paudel S, States S L (2023). Urban green spaces and sustainability: Exploring the ecosystem services and disservices of grassy lawns versus floral meadows. *Urban Forestry & Urban Greening*, 84, 127932.
- Pauleit S, Duhme F (2000) Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *J Landscape Urban Plan* 52(1):1–20
- Pauleit S, Zölch T, Hansen R, Randrup T B, Konijnendijk van den Bosch C (2017). Nature-based solutions and climate change—four shades of green. *Nature-based solutions to climate change adaptation in urban areas: Linkages between science, policy and practice*, 29-49
- Pavón-Romero G F, Calderón-Ezquerro M, Rodríguez-Cervantes M A, Fernández-Villanueva D, et al. (2022). Association of allergic sensitivity and pollination in allergic respiratory disease: the role of pollution. *Journal of Asthma and Allergy*, 1227-1243.

- Peel M C, Finlayson B L, McMahon T A (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, 11(5), 1633-1644.
- Pérez-Igualada J (2016). Water-sensitive strategies in the new urban parks in Valencia: The Agricultural Mediterranean paradigm as a pattern for landscape management and design. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 11(2), 97-106.
- Peterken G F (1974). A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biological Conservation*, 6(4), 239-245.
- Pimentel D, Wilson C, McCullum C, Huang R, Dwen P, Flack J, Cliff B (1997). Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience*, 47(11), 747-757.
- Pope C A, Thun M J, Namboodiri M M, Dockery D W, Evans J S, Speizer F E, Heath C W (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 151(3), 669-674.
- Pope C A, Burnett R T, Thun M J, Calle E E, Krewski D, Ito K, Thurston G D (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama*, 287(9), 1132-1141.
- Portnov B A, Saad R, Trop T, Kliger D, Svehkina A (2020). Linking nighttime outdoor lighting attributes to pedestrians' feeling of safety: An interactive survey approach. *PloS one*, 15(11), e0242172.
- Potchter O, Cohen P, Bitan A (2006). Climatic behavior of various urban parks during hot and humid summer in the Mediterranean city of Tel Aviv, Israel. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 26(12), 1695-1711.
- Potschin M, Kretsch C, Haines-Young R, Furman E, Berry P, Baró F (2016) Nature-based solutions, En: Potschin M., Jax K., (Eds.), *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*, EC FP7 Grant Agreement no. 308428. Disponible online: <http://www.openness-project.eu/library/reference-book>
- Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial de la Ciudad de México (PAOT) (2010). *Presente y Futuro de las Áreas Verdes y del Arbolado de la Ciudad de México*. México. 260 p.
- Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial de la Ciudad de México (PAOT) (2018). *Las áreas verdes de la Ciudad de México, una visión integral*. México. 106 p.
- Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente (PNUMA) (2020). *Agenda 2030 para América Latina y el Caribe*. Disponible online: <https://agenda2030lac.org/es/organizaciones/pnuma>
- Quiroz-Benítez D E (2013). Las ciudades y el cambio climático: el caso de la política climática de la Ciudad de México. *Estudios demográficos y urbanos*, 28(2), 343-382.
- Ragusett J M (2016). Black residential segregation in the era of urban sprawl. *The Review of Black Political Economy*, 43(3-4), 253-272.

- Räsänen J V, Holopainen T, Joutsensaari J, Ndam C, Pasanen P, Rinnan Å, Kivimäenpää M (2013). Effects of species-specific leaf characteristics and reduced water availability on fine particle capture efficiency of trees. *Environmental pollution*, 183, 64-70.
- Raymond C, Breil M, Nita M, Kabisch N, de Bel M, Enzi V, Berry P (2017). An impact evaluation framework to support planning and evaluation of nature-based solutions projects. Report prepared by the EKLIPSE Expert Working Group on Nature-Based Solutions to Promote Climate Resilience in Urban Areas. Centre for Ecology and Hydrology
- Regeneris Consulting. The Economic Contribution of The Mersey Forest's Objective One-Funded Investments. (2009). En Regeneris Consulting. Disponible online: <https://www.merseyforest.org.uk/files/Economic%20Contribution%20of%20The%20Mersey%20Forest's%20Objective%20One-Funded%20Investments.pdf>
- Rejmanek M, Richardson D (1996). What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77 655-661
- Ren Y, Qu Z, Du Y, Xu R, Ma D, Yang G, Chang J (2017). Air quality and health effects of biogenic volatile organic compounds emissions from urban green spaces and the mitigation strategies. *Environmental Pollution*, 230, 849-861.
- Reséndiz-Martínez J F, GuzmánDíaz L, Muñoz Viveros A L, OlveraCoronel L P, Pacheco Hernández M, Arriola Padilla V J (2019). Insectos y ácaros fitófagos del arbolado en el Parque Recreativo y Cultural Tezozómoc, Azcapotzalco, Ciudad de México. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 10(56), 149-173.
- Riffat S, Powell R, Aydin D (2016). Future cities and environmental sustainability. *Future cities and Environment*, 2, 1-23.
- Rockström J, Tyrrell T D (2017). Nature-Based Solutions for Better Climate Resilience: the Need to Scale up Ambition and Action. NDC Partnership
- Roe J, Aspinall P (2011). The restorative benefits of walking in urban and rural settings in adults with good and poor mental health. *Health & place*, 17(1), 103-113.
- Rosales-Lomelí J (1985). Análisis palinológico anual del norte de la Ciudad de México, implicaciones en la contaminación ambiental y en la alergología; (Tesis de Licenciatura en Biología). México D.F.; México: Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).
- Rouquette J R, Dallimer M, Armsworth P R, Gaston K J, Maltby L, Warren P H (2013). Species turnover and geographic distance in an urban river network. *Diversity and Distributions*, 19(11), 1429-1439.
- Saarinen K, Valtonen A, Jantunen J, Saarnio S (2005). Butterflies and diurnal moths along road verges: does road type affect diversity and abundance?. *Biological Conservation*, 123(3), 403-412.
- Salazar-Mallén M (1949). Estudio de los pólenes de la atmósfera de la Ciudad de México. *Rev. Soc. Mexic. Hist. Nat.*, 3 (1949), p. 147

- Salbitano F, Borelli S, Conigliaro M, Chen Y (2016). Guidelines on Urban and Periurban Forestry; FAO Forestry Papers N; Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy, 2016
- Salvati L, Morelli V G (2014). Unveiling urban sprawl in the Mediterranean Region: Towards a latent Urban Transformation. *Int. J. Urban Reg. Res.* 38, 1935–1953.
- Sanders R A (1986) Urban vegetation impacts on the hydrology of Dayton, Ohio. *Urban Ecology* 9, 361–376
- Sanz Elorza M, Dana Sanchez E, Sobrino Vesprias E (2004). Plantas Alóctonas Invasoras de España; Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General para la Biodiversidad, Gobierno de España: Madrid, Spain,
- Saraev V (2012). Economic benefits of greenspace: a critical assessment of evidence of net economic benefits (No. 021, pp. vi+-38).
- Sartelet K N, Couvidat F, Seigneur C, Roustán Y (2012). Impact of biogenic emissions on air quality over Europe and North America. *Atmospheric Environment*, 53, 131-141.
- Schwartz M W, Jurjavcic N L, O'brien J M (2002). Conservation's disenfranchised urban poor. *BioScience*, 52(7), 601-606.
- Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano (SEDATU) (2014). Programa Nacional de Desarrollo Urbano 2014-2018. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 30 de abril de 2014. Disponible online: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5342867&fecha=30/04/2014
- Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano (SEDATU) (2016). México asume con principios y valores su compromiso con la Nueva Agenda Urbana. Gobierno Federal. Disponible online: <https://www.gob.mx/sedatu/prensa/mexico-asume-con-principios-y-valores-su-compromiso-con-la-nueva-agenda-urbana>
- Secretaría de Salud (2010). Institutos. Disponible online: <https://web.archive.org/web/20110420193101/http://portal.salud.gob.mx/contenidos/institutos/institutos.html>
- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) (2010). Inventario de áreas verdes. Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México. Disponible online: <https://cutt.ly/UmfMyUF>
- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) (2020). Calidad del aire en la Ciudad de México, Informe 2018.
- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) (2020b). La ciudad de México y sus incendios forestales. En SEDEMA. Gobierno de la Ciudad de México. Disponible online: <http://www.data.sedema.cdmx.gob.mx:8081/culturaambiental/index.php/opciones-de-cultura-ambiental/blog/incendios-forestales#:~:text=La%20Ciudad%20de%20M%C3%A9xico%20ocupa,de%20toda%20la%20zona%20metropolitana.>

- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) (2023). Inventario de Emisiones de la Zona Metropolitana del Valle de México 2020. Dirección General de Calidad del Aire, Dirección de Proyectos de Calidad del Aire. Ciudad de México.
- Segnestam L (2003). Indicators of Environment and Sustainable Development: Theories and Practical Experience; Environmental Economics Series 89; The World Bank Environment Department: Washington, DC, USA.
- Segura-Burciaga S, Meave J (2001). Effect of the removal of the exotic *Eucalyptus resinifera* on the floristic composition of a protected xerophytic shrub land in Southern Mexico City. Plant invasions: species ecology and ecosystem management, 319-329.
- Sekhar J C, Sandhya S, Vinod K R, Banji D, Sudhakar K, Chaitanya R S N A K K (2012). Plant toxins-useful and harmful effects. Hygeia, 4(1), 79-90.
- Seto K C, Fragkias M, Güneralp B, Reilly M K. (2011). A meta-analysis of global urban land expansion. PLoS one, 6(8), e23777.
- Seto K C, Dhakal S, Bigio A, Blanco H, Carlo Delgado G, Dewar D, et al. (2014). Human settlements, infrastructure, and spatial planning. En: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change
- Shackleton C M, Ruwanza S, Sinasson Sanni G K, Bennett S, De Lacy P, Modipa R, Thondhlana G (2016). Unpacking Pandora's box: understanding and categorising ecosystem disservices for environmental management and human wellbeing. Ecosystems, 19, 587-600.
- Shannon C E, Weaver W (1949). The Mathematical Theory of Communication; University Illinois Press: Urbana, IL, USA.
- Sharkey T, Singsaas (1995). E. Why plants emit isoprene. Nature 374, 769.
- Sheinbaum C, 2016. Programa de Desarrollo de la Delegación de Tlalpan 2015-2018. Disponible online: http://www.tlalpan.gob.mx/docs/Programa_Delegacional.pdf
- Silva-Rodríguez de San Miguel J A (2019). Management of air pollution in Mexico. Management of Environmental Quality: An International Journal, 30(3), 578-592.
- Singh R, Singh M P, Singh A P (2014). Ozone forming potential of tropical plant species of the Vidarbha region of Maharashtra state of India. Urban Forestry & Urban Greening, 13(4), 814-820.
- Sjöman H, Morgenroth J, Sjöman J D, Sæbø A, Kowarik I (2016). Diversification of the urban forest—Can we afford to exclude exotic tree species? Urban Forestry & Urban Greening, 18, 237-241.
- Sohn W, Kim J H, Li M H, Brown R D, Jaber F H (2020). How does increasing impervious surfaces affect urban flooding in response to climate variability?. Ecological Indicators, 118, 106774.

- Sousa-Silva R, Smargiassi A, Kneeshaw D, Dupras J, Zinszer K, Paquette A (2021). Strong variations in urban allergenicity risks due to poor knowledge of tree pollen allergenic potential. *Scientific Reports*, 11(1), 10196.
- Southon G E, Jorgensen A, Dunnett N, Hoyle H, Evans K L (2018). Perceived species-richness in urban green spaces: Cues, accuracy and well-being impacts. *Landscape and Urban Planning*, 172, 1-10.
- Spieksma F T M, Nolard N, Frenguelli G, Van Moerbeke D (1992). Atmospheric pollen in Europe. UCB Pharmaceutical, Braine-l'Alleud, Belgium.
- State Agency of Meteorology (AEMET) (2020). Status Report of the Climate of Spain Executive Summary; Ministry for the Ecological Transition and Demographic Challenge, Government of Spain: Madrid, Spain
- Steinbrecher R, Smiatek G, Köble R, Seufert G, Theloke J, Hauff K, Curci G (2009). Intra- and inter-annual variability of VOC emissions from natural and semi-natural vegetation in Europe and neighbouring countries. *Atmospheric Environment*, 43(7), 1380-1391.
- Stephenson N L, Das A J, Condit R, Russo S E, Baker P J, Beckman N G, Coomes D A, Lines E R, et al. (2014). Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature*, 507, 90-93
- Strohbach M W, Arnold E, Haase D (2012). The carbon footprint of urban green space—A life cycle approach. *Landscape and Urban Planning*, 104, 220-229.
- Suárez A, Camarena P, Herrera I, Lot A (2011). Infraestructura verde y corredores ecológicos de los pedregales: ecología urbana del sur de la Ciudad de México.
- Sugiyama T, Thompson C W (2007). Measuring the quality of the outdoor environment relevant to older people's lives. In *Open space: People space* (pp. 173-182). Taylor & Francis.
- Sugiyama T, Thompson C W, Alves S (2009). Associations between neighborhood open space attributes and quality of life for older people in Britain. *Environment and behavior*, 41(1), 3-21.
- Sullivan W C, Kuo F E, Depooter S F (2004). The fruit of urban nature: Vital neighborhood spaces. *Environment and behavior*, 36(5), 678-700.
- Taha H (1996). Modeling impacts of increased urban vegetation on ozone air quality in the south coast air basin. *Atmospheric Environment*, 30(20), 3423-3430.
- Tandogan O, İlhan B S (2016). Fear of crime in public spaces: From the view of women living in cities. *Procedia engineering*, 161, 2011-2018.
- Tarim A (2017). Position of water elements as an urban furniture. *Int. J. Res. Clin. Metall. Civ. Eng.* 4, 43-44.
- TEEB (2010) La economía de los ecosistemas y la diversidad: incorporación de los aspectos económicos de la naturaleza. Una síntesis del enfoque, las conclusiones y las recomendaciones del estudio TEEB.

- TEEB (2011) TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Geneva
- Tennessen C M, Cimprich B (1995). Views to nature: Effects on attention. *Journal of Environmental Psychology*, 15(1), 77–85.
- Thompson C W, Roe J, Aspinall P, Mitchell R, Clow A, Miller D (2012). More green space is linked to less stress in deprived communities: Evidence from salivary cortisol patterns. *Landscape and urban planning*, 105(3), 221-229.
- Tingey D T, Turner D, Weber J (1991). Factors controlling the emissions of monoterpenes and other volatile organic compounds. *Trace gas emission by plants.*, 93-119.
- Tito M R, León M C, Porro R (2012). Guía para la determinación de carbono en pequeñas propiedades rurales. World Agroforestry Centre.
- Rügnitz M, Chacón M L., Porro R (2009). Guía para la Determinación de Carbono en Pequeñas Propiedades Rurales -- 1. ed. -- Lima, Perú.: Centro Mundial Agroflorestal (ICRAF) / Consórcio Iniciativa Amazônica (IA). 2009. 79 p.
- Tobias S (2013) Preserving ecosystem services in urban regions: challenges for planning and best practice examples from Switzerland. *Integr Environ Assess Manage* 9:243–251
- Tomlison I, Potter C, Bayliss H (2015). Managing tree pests and diseases in urban settings: The case of oak Processionary moth in London, 2006–2012. *Urban For. Urban Green*. 14, 286–292.
- Topal T U, Korkut A, Kiper T (2020). Some plants from green areas that cause Toxic Effects. Chapter Fourteen. *Trends in Landscape, agriculture, forest and natural science*
- Torabi N, Lindsay J, Smith J, Khor L A, Sainsbury O (2020) Widening the lens: Understanding urban parks as a network. *Cities*. 98, 102527.
- Toribio-Marín C (2016). The Fourfold Water Garden, a Renaissance Invention. "Gardens and Landscapes of Portugal", v. 4 (n. 1); pp. 1-15.
- Transnational Institute (Amsterdam) and Latin American Council of Social Sciences (2021). Public Water and COVID-Dark Clouds and Silver Linnings; Municipal Service Project; McDonald, D.A., Sprouk, S.J., Chaves, D., Eds.; Transnational Institute (Amsterdam) and Latin American Council of Social Sciences: Amsterdam, The Netherlands.
- Trentanovi G, Von Der Lippe M, Sitzia T, Ziechmann U, Kowarik I, Cierjacks A (2013). Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions*, 19(7), 738–748
- Trigo M D M, Jato V, Fernández D, Galán C (2008). Atlas aeropalinológico de España. España: Secretariado de publicaciones de la Universidad de Leon.

- Turner M G, Chapin III F S (2005). Causes and consequences of spatial heterogeneity in ecosystem function. In *Ecosystem function in heterogeneous landscapes* (pp. 9-30). New York, NY: Springer New York.
- Tyrväinen L (1999). Monetary Valuation of Urban Forest Amenities in Finland. Academic dissertation. Research Paper 739. Finnish Forest Research Institute, Joensuu.
- Tyrväinen L, Miettinen A (2000). Property prices and urban forest amenities. *Journal of environmental economics and management*, 39(2), 205-223.
- Tyrväinen L, Pauleit S, Seeland K, De Vries S (2005). Benefits and uses of urban forests and trees. *Urban forests and trees: A reference book*, 81-114.
- Ugolini F, Masseti L, Calaza-Martínez P, Cariñanos P, Dobbs C, Krajter-Ostoic S, Marin A M, et al. (2020). Effects of the COVID-19 pandemic on the use and perceptions of urban Green space: An international exploratory study. *Urban For. Urban Green*. 56, 126888.
- Ulpiani G (2021). On the linkage between urban heat island and urban pollution island: Three-decade literature review towards a conceptual framework. *Science of the total environment*, 751, 141727.
- Ulrich R S, Simons R F, Losito B D, Fiorito E, Miles M A, Zelson M (1991). Stress recovery during exposure to natural and urban environments. *Journal of environmental psychology*, 11(3), 201-230.
- UNDP (2020). Goal 11: Sustainable Cities and Communities. UNDP
- UNESCO, UN-Water (2020). United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change, Paris, UNESCO
- UN-Habitat (2011) Global report on human settlements 2011 cities and climate change. Earthscan, London
- Un-Habitat (2020). World Cities Report 2020: The value of sustainable urbanization. UN.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2014). World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights
- UrbiStat. (s/f). Maps, Analysis and Statistics about the Resident Population. Municipality of Granada. Disponible online: <https://ugeo.urbistat.com/AdminStat/en/es/demografia/dati-sintesi/granada/20234622/4> (12 September 2021).
- US EPA. (s.f.). Climate Impacts on Human Health | Climate Change Impacts. Disponible online: <https://climatechange.chicago.gov/climate-impacts/climate-impacts-human-health#:~:text=Increases%20in%20Ozone,and%20a%20component%20in%20smog>.
- Van Den Berg P, Weijs-Perrée M, Dane G, Van Vliet E, Liu H, Sun S, Borgers A (2022). A comparative study of urban park preferences in China and the Netherlands. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(8), 4632.

- Van der Zande A N, Vos P (1984). Impact of a semi-experimental increase in recreation intensity on the densities of birds in groves and hedges on a lake shore in The Netherlands. *Biological Conservation*, 30(3), 237-259.
- Van Dorp D, Opdam P F M (1987). Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology*, 1, 59-73.
- Vieira-Martins L F V, Venturi L A B, Wingter G B (2019). A monitoring system proposal for urban parks in Valley bottoms. *Ambiente & Sociedad*, 22, e00243.
- Voigt A, Kabisch N, Wurster D, Haase D, Breuste J (2014). Structural diversity: a multi-dimensional approach to assess recreational services in urban parks. *Ambio*, 43, 480-491.
- Von Döhren P, Haase D (2015). Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecol. Indic.* 52, 490–497.
- von Döhren P, Haase D (2019). Risk assessment concerning urban ecosystem disservices: The example of street trees in Berlin, Germany. *Ecosyst. Serv.* 40, 101031.
- Vos P E, Maiheu B, Vankerkom J, Janssen S (2013). Improving local air quality in cities: to tree or not to tree?. *Environmental pollution*, 183, 113-122.
- Wagstaff J (2008). *International Poisonous Plants Checklist. An Evidence-Based Reference*; CRC Press/Taylor and Francis Group: Boca Raton, FL, USA
- Wang M, Debbage N (2021). Urban morphology and traffic congestion: Longitudinal evidence from US cities. *Computers, Environment and Urban Systems*, 89, 101676.
- Wei Y D (Ed.). (2017). *Urban land and sustainable development*. Basel, Switzerland: MDPI.
- Wei Y D, Ye X (2014). Urbanization, urban land expansion and environmental change in China. *Stochastic environmental research and risk assessment*, 28, 757-765.
- White M P, Alcock I, Wheeler B W, Depledge M H (2013). Would you be happier living in a greener urban area? A fixed-effects analysis of panel data. *Psychological science*, 24(6), 920-928.
- Woertz E (2018). Notes Internacionales CIDOB: Mediterranean Cities, the Urban Dimension of the European Neighborhood Policy. In *Mediterranean Cities, the Urban Dimension of the European Neighborhood Policy* (6); CIDOB: Barcelona, Spain.
- Wolch J R, Byrne J, Newell J P (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landscape and urban planning*, 125, 234-244.
- World Health Organization: OMS (2017). «Depression: let's talk» says WHO, as depression tops list of causes of ill health. WHO. Disponible online: <https://www.who.int/news/item/30-03-2017--depression-let-s-talk-says-who-as-depression-tops-list-of-causes-of-ill-health>

World Health Organization: OMS (2022). Ambient (outdoor) air pollution. Disponible online. [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)

World Health Organization: OMS. Regional Office for Europe. (2016). Urban green spaces and health. World Health Organization. Regional Office for Europe.

World-Bank (2010) Cities and climate: change: an urgent agenda. World Bank, Washington

Wu D, Wang Y, Fan C, Xia B (2018). Thermal environment effects and interactions of reservoirs and forests as urban blue-green infrastructures. *Ecological Indicators*, 91, 657-663.

Wu S, Li B V, Li S (2021). Classifying ecosystem disservices and valuating their effects-a case study of Beijing, China. *Ecological Indicators*, 129, 107977.

Xiang J, Bi P, Pisaniello D, Hansen A (2013). Health impacts of workplace heat exposure: an epidemiological review. *Industrial health*, 52(2), 91-101.

Xiao Q, McPherson E G, Ustin S L, Grismer M E (2000). A new approach to modeling tree rainfall interception. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 105(D23), 29173-29188.

Xiao Q, McPherson EG (2016). Surface water storage capacity of twenty tree species in Davis, California. *J Environ Qual* 45:188–198.

Yasin M Y, Yusoff M M, Abdullah J, Noor N M (2020). Is urban sprawl a threat to sustainable development? A review of characteristics and consequences. *Geografia*, 16(4).

Yu C, Hien W N (2006) Thermal Benefits of City Parks. *Energy and Buildings*, 38, 105-120.

Zhang D L, Shou Y X, Dickerson R R (2009). Upstream urbanization exacerbates urban heat island effects. *Geophysical research letters*, 36(24).

Zhou W, Wang J, Cadenasso M L (2017). Effects of the spatial configuration of trees on urban heat mitigation: A comparative study. *Remote Sensing of Environment*, 195, 1-12.

Ziska L H, Gebhard D E, Frenz D A, Faulkner S, Singer B D, Straka J G (2003). Cities as harbingers of climate change: common ragweed, urbanization, and public health. *Journal of allergy and clinical immunology*, 111(2), 290-295.

Zuo K, Wei L, Cong Y (2020). Exploration of Natural Playgrounds in Urban Parks: Promoting Children's Health. *Urban Reg. Plan*, 5, 122-131.

Žuvela-Aloise M, Koch R, Buchholz S, Früh B (2016). Modelling the potential of green and blue infrastructure to reduce urban heat load in the city of Vienna. *Climatic Change*, 135, 425-438.

