

i-Tree

Análisis del ecosistema

Parque Terán



Efectos y valores del bosque urbano
diciembre 2019

Resumen

Entender la estructura, la función y el valor del bosque urbano puede promover las decisiones de manejo que mejorarán la salud humana y la calidad del medio ambiente. Una evaluación de la estructura, la función y el valor de la vegetación del bosque urbano Parque Terán se llevó a cabo durante 2019. Los datos de 90 árboles localizados a lo largo de Parque Terán se analizaron usando el modelo i-Tree Eco desarrollado por el Servicio Forestal de EEUU, Estación de Investigación del Norte.

- Número de árboles: 90
- Cobertura arborea: 73,9 %
- Especies más comunes de árboles: Ficus benjamina, Ficus microcarpa v. hillii, Roystonea regia
- Porcentaje de árboles menores a 6" (15.2 cm) de diámetro: 44,4 %
- Eliminación de la contaminación: 10,47 kilogramos/año (Mex\$4,67 mil/año)
- Almacenamiento de carbono: 15,28 tonelada métrica (Mex\$12,9 mil)
- Secuestro de carbono: 1,189 tonelada métrica (Mex\$1 mil/año)
- Producción de oxígeno: 3,17 tonelada métrica/año
- Ecurrimiento evitado: 26,65 metro cúbico/año (Mex\$1,2 mil/año)
- Ahorros de energía de edificios: N/A – datos no recopilados
- Emisiones de carbono evitadas: N/A – datos no recopilados
- Valores estructurales: Mex\$1,79 millón

Tonelada: 1000 kilogramos

Los valores monetarios Mex\$ se reportan en Mexican Pesos a lo largo del reporte excepto donde se señala.

Los cálculos de los servicios del ecosistema se reportan para los árboles.

Para un panorama general de la metodología de i-Tree Eco, consultar el Apéndice I. La calidad de la recopilación de datos la determina los recolectores de datos de la localidad, sobre los que i-Tree no tiene control.

Índice

Resumen	2
I. Características de los árboles del bosque urbano	4
II. Cobertura del bosque urbano y área foliar.....	7
III. Eliminación de la contaminación del aire por árboles urbanos	9
IV. Almacenamiento y secuestro de carbono	11
V. Producción de oxígeno.....	13
VI. Escurrimiento evitado	14
VII. Uso de la energía de árboles y edificios	15
VIII. Valores estructurales y funcionales	16
IX. Posibles impactos de las plagas.....	17
Apéndice I. Modelo y mediciones de campo de i-Tree Eco	21
Apéndice II. Efectos de los árboles relacionados.....	26
Apéndice III. Comparación de bosques urbanos	27
Apéndice IV. Recomendaciones generales para el mejoramiento de la calidad del aire	28
Apéndice V. Especies invasivas del bosque urbano	29
Apéndice VI. Posible riesgo de plagas	30
References	31

I. Características de los árboles del bosque urbano

El bosque urbano de Parque Terán tiene 90 árboles con una cobertura de árboles del 73,9 por ciento. Las tres especies más comunes son *Ficus benjamina* (22,2 por ciento), *Ficus microcarpa v. hillii* (12,2 por ciento) y *Roystonea regia* (8,9 por ciento).

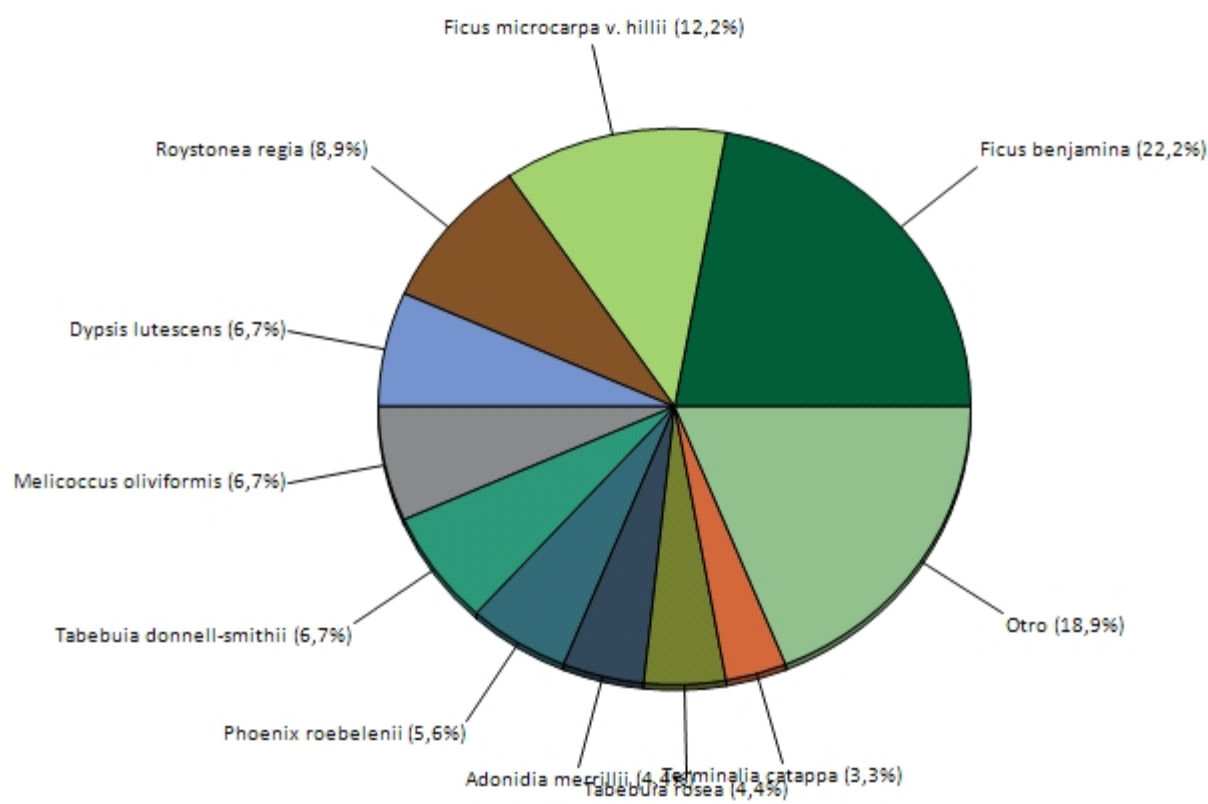


Figura 1. Composición de las especies de árboles en Parque Terán

La densidad general en Parque Terán es de 360 árboles/hectárea (consultar el Apéndice III para valores comparables de otras ciudades).

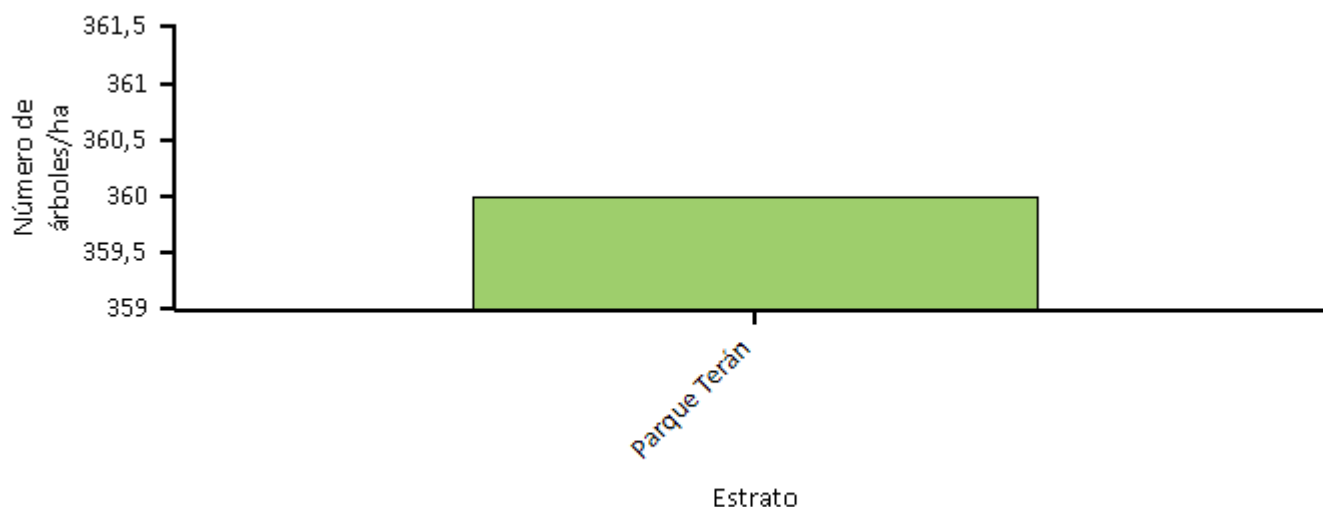


Figura 2. Número de árboles/ha en Parque Terán por estrato

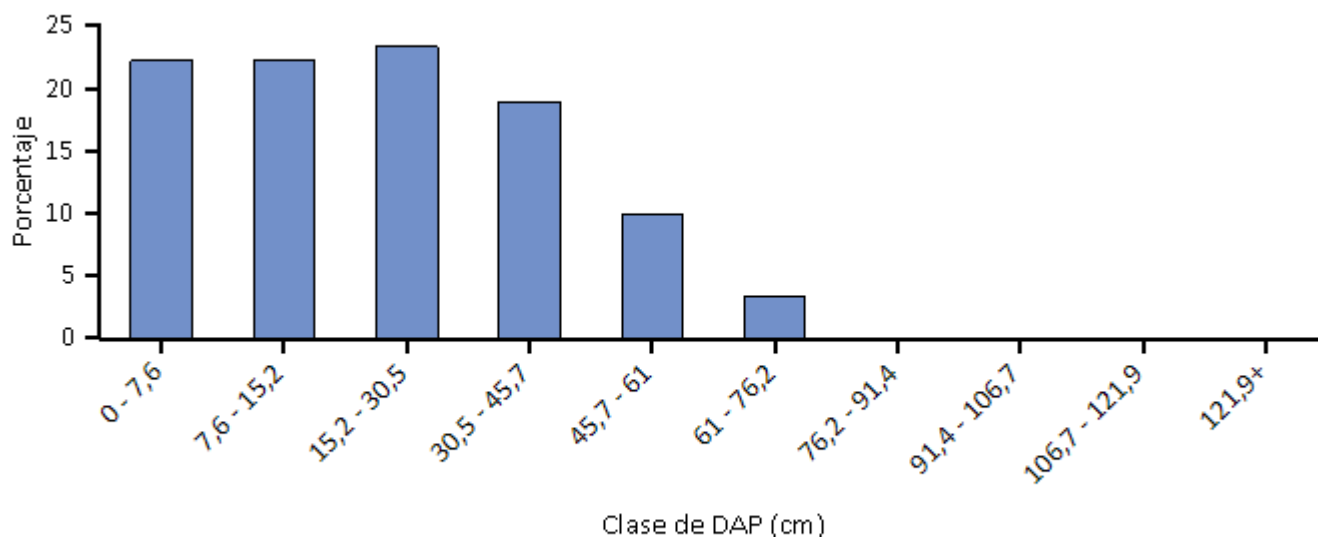


Figura 3. Porcentaje de la población de árboles por clase de diámetro (DAP - diámetro del tronco a 1.37 metros)

Los bosques urbanos están compuestos de una mezcla de especies de árboles nativos y exóticos. Por ello, los bosques urbanos a menudo tienen una diversidad de árboles que es más alta a la de los paisajes nativos que los rodean. El aumento en la diversidad de árboles puede minimizar el impacto general o la destrucción por un insecto o enfermedad específica de una especie, pero también puede presentar un riesgo para las plantas nativas si algunas de las especies exóticas son plantas invasivas con el potencial de ser más competitivas y desplazar a las especies nativas. En Parque Terán, casi el 11 por ciento de los árboles son especies nativas de North America. La mayoría de las especies de árboles exóticos tienen un origen de Asia & Australia (22 por ciento de las especies).

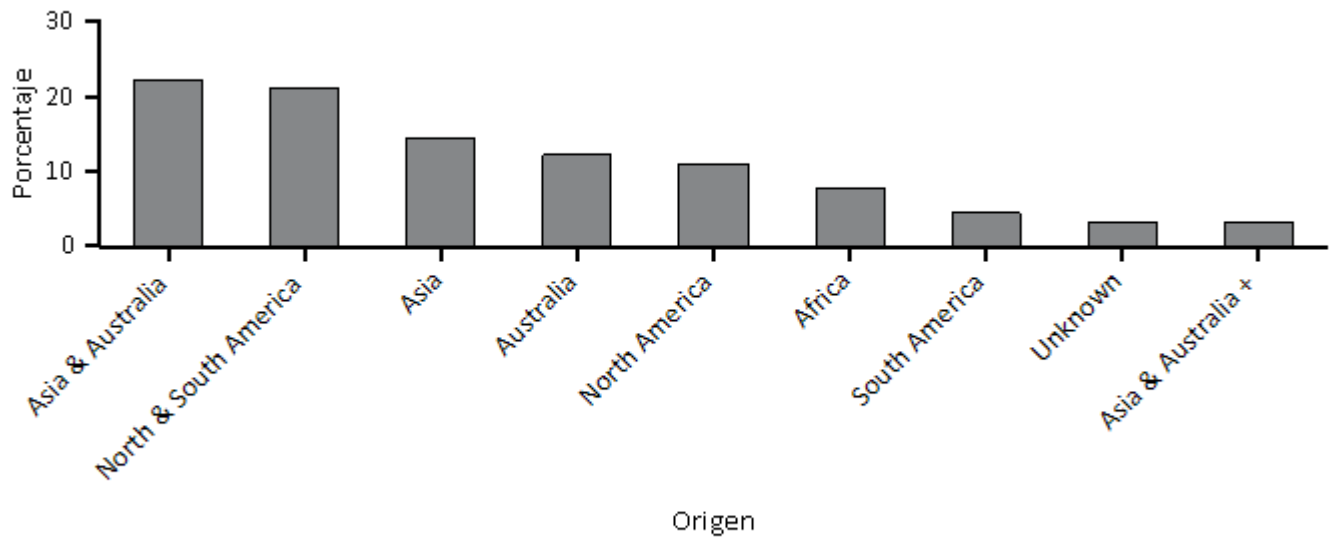


Figura 4. Porcentaje de la población de árboles vivos por área de origen, Parque Terán

El símbolo (+) indica que la especie de árbol es originaria de otro continente que no aparece en la lista de la agrupación.

Las especies de plantas invasivas a menudo se caracterizan por su vigor, habilidad de adaptarse, capacidad de reproducción y falta general de enemigos naturales. Dichas habilidades les permiten desplazar a las plantas nativas y convertirlas en una amenaza para las áreas naturales.

II. Cobertura del bosque urbano y área foliar

Muchos beneficios de los árboles corresponden directamente con la cantidad de área superficial saludable de las hojas de las plantas. Los árboles cubren casi 74 porcentaje de Parque Terán y proporcionan 0,6196 hectáreas del área de las hojas. El área total de las hojas es mayor en Parque Terán.

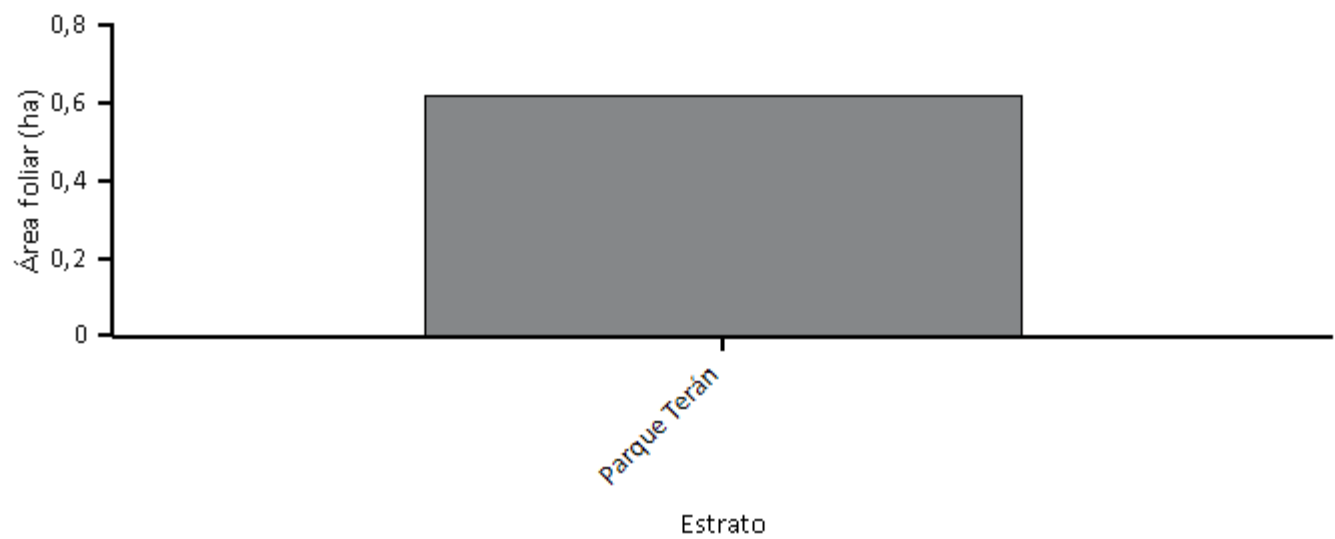


Figura 5. Área de las hojas por estrato, Parque Terán

En Parque Terán, la especie más dominante en términos de área de las hojas son Roystonea regia, Ficus benjamina, y Ficus microcarpa v. hillii. La 10 especie con los valores de importancia más altos son enumerados en la Tabla 1. Los valores de importancia (VI) se calculan como la suma del porcentaje de la población y porcentaje del área de las hojas. Los valores de importancia altos no quieren decir que los árboles deben procurarse necesariamente a futuro; sino que dichas especies dominan actualmente la estructura del bosque urbano.

Tabla 1. Especies más importantes en Parque Terán

Nombre de la especie	Porcentaje población	Porcentaje del área de las hojas	IV
Ficus benjamina	22,2	21,6	43,8
Roystonea regia	8,9	30,1	39,0
Ficus microcarpa v. hillii	12,2	14,2	26,4
Tabebuia donnell-smithii	6,7	3,1	9,7
Dypsis lutescens	6,7	2,9	9,6
Melicoccus oliviformis	6,7	2,0	8,6
Caesalpinia pluviosa	1,1	6,8	7,9
Tabebuia rosea	4,4	3,3	7,7
Mangifera indica	3,3	4,2	7,6
Phoenix roebelenii	5,6	1,2	6,7

Las clases comunes de cobertura del suelo (incluyendo tipos de cobertura debajo de los árboles y matorrales) en Parque Terán no están disponibles debido a que están configuradas para no recopilarse.

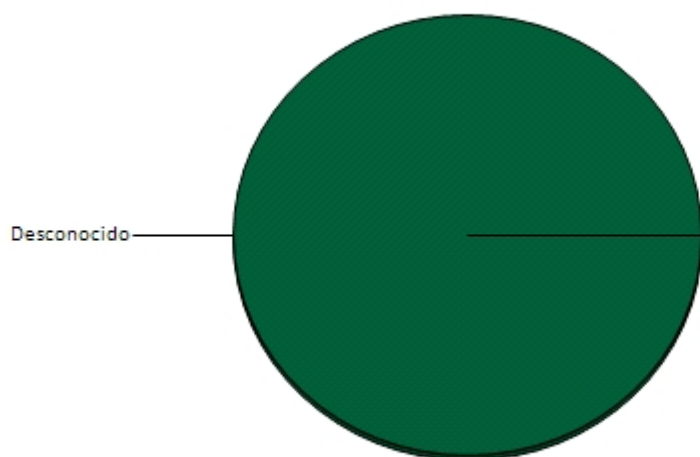


Figura 6. Porcentaje de terreno por clases de cobertura del suelo, Parque Terán

III. Eliminación de la contaminación del aire por árboles urbanos

La mala calidad del aire es un problema común en muchas áreas urbanas. Puede conducir a la disminución de la salud humana, dañar los materiales del paisaje y los procesos de los ecosistemas y reducir la visibilidad. El bosque urbano puede ayudar a mejorar la calidad del aire reduciendo la temperatura del aire, eliminando directamente los contaminantes del aire y reduciendo el consumo de energía de los edificios, que por consiguiente reduce las emisiones de los contaminantes del aire de las fuentes eléctricas. Los árboles también emiten compuestos orgánicos volátiles que pueden contribuir a la formación de ozono. Sin embargo, los estudios integrados han dado a conocer que el aumento en la cobertura de los árboles conduce a una menor formación de ozono (Nowak y Dwyer 2000).

Eliminación de la contaminación¹ por árboles en Parque Terán se calculó usando datos de campo y la contaminación reciente disponible y estado del tiempo datos disponibles. La eliminación de la contaminación fue mayor para ozono (Figura 7). Se estima que los árboles eliminaron 10,47 kilogramos de la contaminación del aire (ozono (O3), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO2), material particulado menor a 2.5 micrones (PM2.5)², y dióxido de sulfuro (SO2)) por año con un valor asociado de Mex\$4,67 mil (para más detalles ver el Apéndice I).

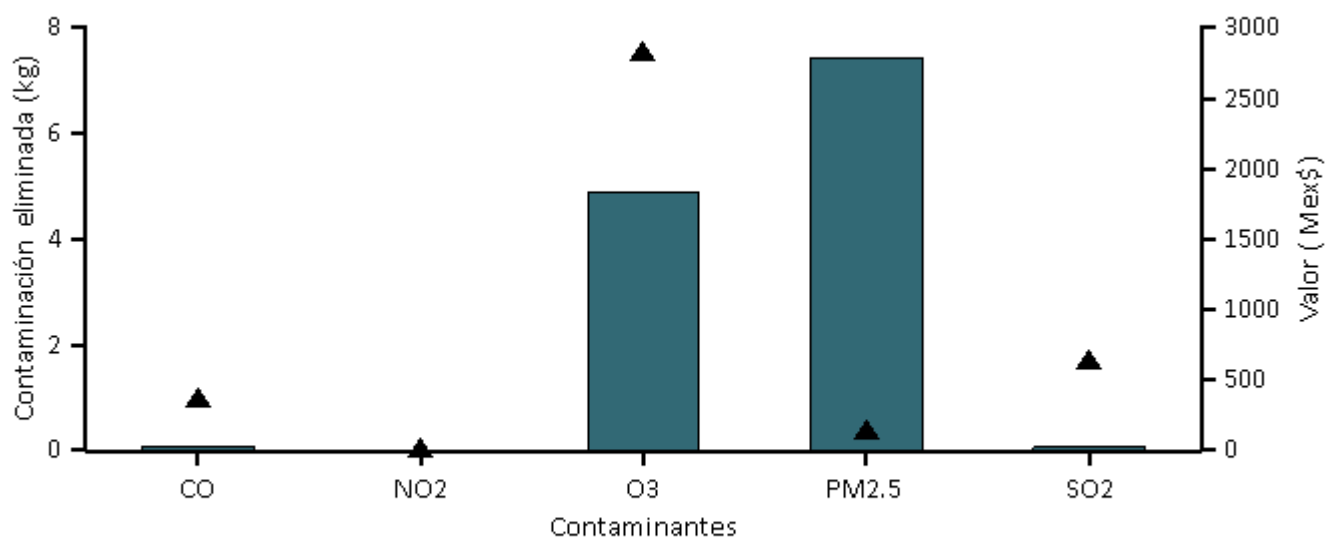


Figura 7. Eliminación anual de la contaminación (puntos) y valor (barras) por árboles urbanos, Parque Terán

¹ El material particulado menor a 10 micrones es un contaminante del aire importante. Dado que i-Tree Eco analiza material particulado menor a 2.5 micrones (PM2.5) el cual es una subserie de PM10, PM10 no se incluye en este análisis. PM2.5 por lo general es más relevante en las discusiones sobre los efectos de la contaminación del aire en la salud humana.

² Los árboles eliminan PM2.5 cuando el material particulado se deposita en la superficie de las hojas. Este PM2.5 depositado puede volver a suspenderse en la atmósfera o eliminarse durante las lluvias y disolverse o transferirse al suelo. La combinación de eventos puede conducir a una eliminación y valor de la contaminación positiva o negativa según los diferentes factores atmosféricos (para más detalles ver el Apéndice I).

En 2019, los árboles en Parque Terán emiten aproximadamente 20,45 kilogramos de los compuestos orgánicos volátiles (COV) (19,59 kilogramos de isopreno y 0,8506 kilogramos de monoterpenos). Las emisiones varían entre las especies con base en las características de las mismas (p. ej., algunos géneros como los robles son altos emisores de isopreno) y la cantidad de biomasa de las hojas. Sesenta- nueve por ciento de las emisiones de COV del bosque urbano fueron de *Roystonea regia* y *Ficus benjamina*. Estos COV son sustancias químicas precursoras de la formación de ozono.³

En el Apéndice VIII se brindan recomendaciones generales para mejorar la calidad del aire con árboles.

³ Algunos estudios económicos han calculado los costos de las emisiones de los COV. Dichos costos no se incluyen aquí ya que existe la tendencia de añadir cálculos positivos de dólares de los efectos de la eliminación del ozono con los valores negativos de dólares de los efectos de la emisión de COV para determinar si los efectos de los árboles son positivos o negativos con relación al ozono. La combinación de valores de dólares para determinar los efectos de los árboles no debe realizarse, sino que debe llevarse a cabo el cálculo de los efectos de los COV en la formación de ozono (p. ej., a través de modelos fotoquímicos) y compararse de manera directa con la eliminación de ozono por los árboles (p. ej., los efectos del ozono deben compararse directamente, no los cálculos de dólares). Además, las reducciones a la temperatura del aire por los árboles han demostrado reducir considerablemente las concentraciones de ozono (Cardelino y Chameides 1990; Nowak et al 2000), pero no se consideran en este análisis. El modelaje fotoquímico que integra los efectos de los árboles en la temperatura del aire, la eliminación de la contaminación, las emisiones de COV y las emisiones de las plantas eléctricas puede usarse para determinar el efecto general de los árboles en las concentraciones de ozono.

IV. Almacenamiento y secuestro de carbono

El cambio climático es un problema de preocupación global. Los árboles urbanos pueden ayudar a mitigar el cambio climático al secuestrar el carbono atmosférico (del dióxido de carbono) en los tejidos y al alterar el uso de la energía en los edificios, y por consiguiente alterar las emisiones de dióxido de carbono de la fuentes eléctricas de combustibles fósiles (Abdollahi et al 2000).

Los árboles reducen la cantidad de carbono en la atmósfera al secuestrar el carbono en el crecimiento nuevo cada año. La cantidad de carbono secuestrada anualmente aumenta con el tamaño y la salud de los árboles. El secuestro bruto de Parque Terán árboles es casi 1,189 tonelada métrica del carbono por año con un valor asociado de Mex\$1 mil. Para más detalles de los métodos ver el Apéndice I.

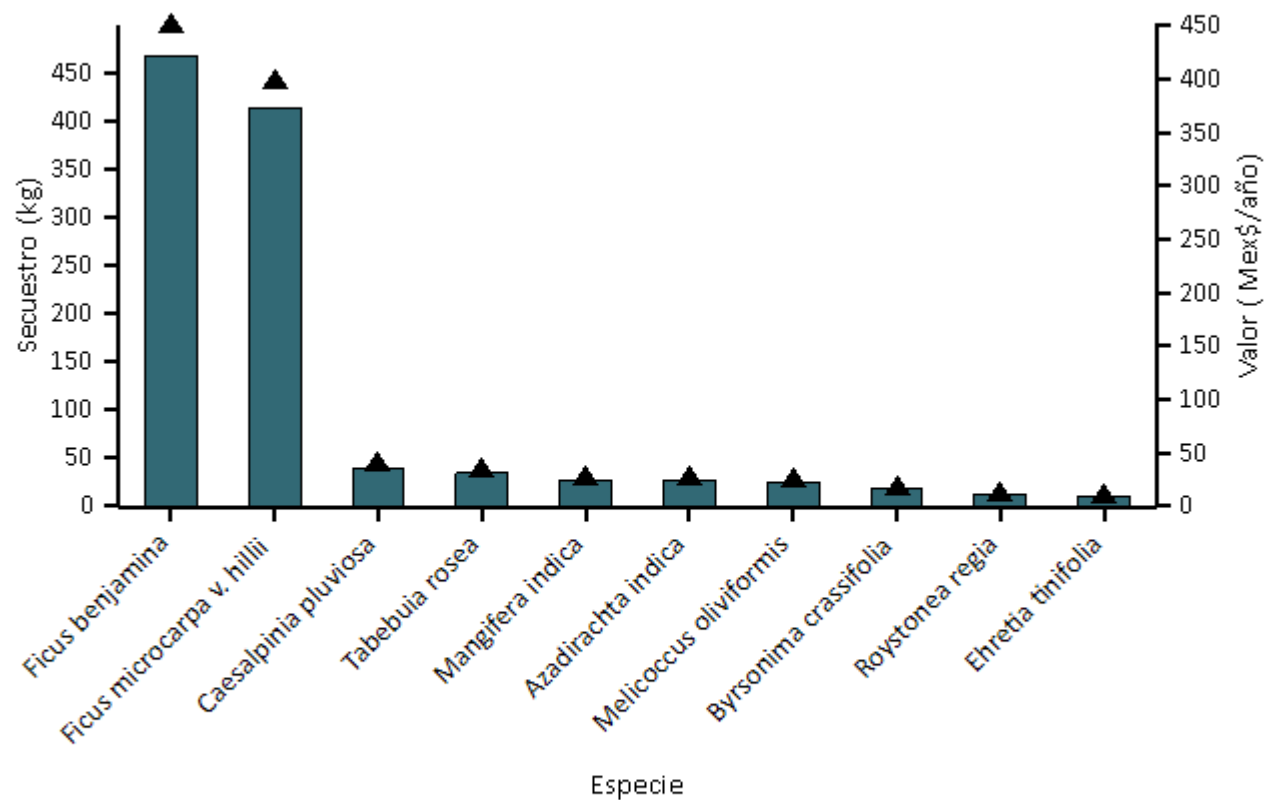


Figura 8. Secuestro bruto anual de carbono (puntos) y valor (barras) calculado para especies de árboles urbanos con el mayor secuestro, Parque Terán

El almacenamiento de carbono es otra manera en la que los árboles pueden influenciar el cambio climático global. Conforme un árbol crece, almacena más carbono sujetándolo en su tejido. Cuando el árbol se muere y descompone, nuevamente libera la mayoría del carbono almacenado a la atmósfera. Por lo tanto, el almacenamiento de carbono es una indicación de la cantidad de carbono que se puede liberar si se permite que los árboles mueran y se descompongan. Mantener árboles saludables mantendrá el carbono almacenado en los árboles, pero el mantenimiento de los árboles puede contribuir a las emisiones de carbono (Nowak et al 2002c). Cuando un árbol muere, usar la madera en productos madereros a largo plazo, para calentar edificios o para producir energía ayudará

a reducir las emisiones de carbono de la descomposición de la madera o de centrales eléctricas de combustibles fósiles o madereros.

Se calcula que los árboles en Parque Terán almacenan 15,3 toneladas de carbono (Mex\$12,9 mil). De las especies muestreadas, *Ficus microcarpa v. hillii* almacena la mayor cantidad de carbono (aproximadamente 48,2% del total de carbono almacenado) y *Ficus benjamina* secuestra la mayor cantidad (aproximadamente 42,1% de todo el carbono secuestrado).

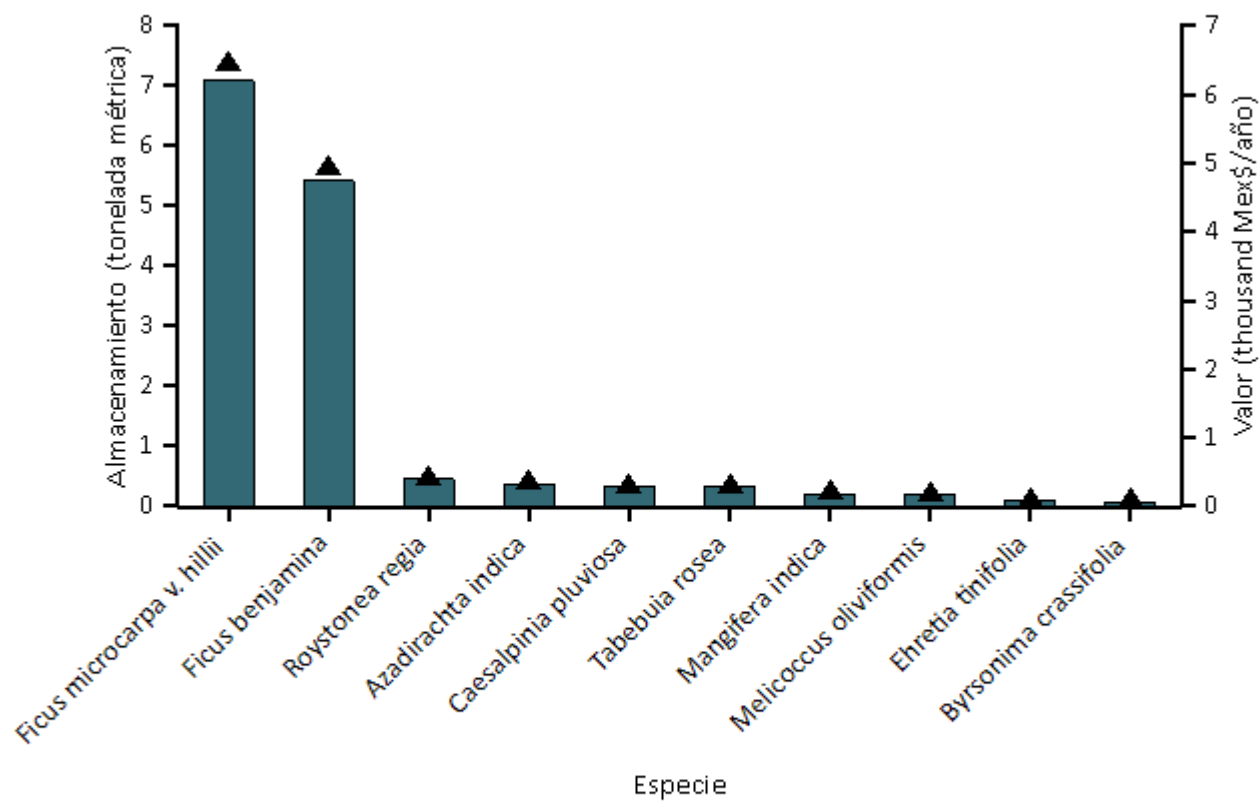


Figura 9. Almacenamiento de carbono calculado (puntos) y valores (barras) para especies de árboles urbanos con el mayor almacenamiento, Parque Terán

V. Producción de oxígeno

La producción de oxígeno es uno de los beneficios de los árboles urbanos más comúnmente citados. La oxígeno anual producción de un árbol está directamente relacionada con la cantidad de carbono secuestrado por el árbol, la cual está vinculada con la acumulación de biomasa del árbol.

Se calcula que los árboles en Parque Terán producen 3,17 tonelada métrica de oxígeno al año⁴. Sin embargo, este beneficio de los árboles es relativamente insignificante debido a la gran y relativamente estable cantidad de oxígeno en la atmósfera y extensa producción por los sistemas acuáticos. Nuestra atmósfera tiene una enorme reserva de oxígeno. Si se consumieran todas las reservas de combustibles fósiles, todos los árboles y toda la materia orgánica en el suelo, el oxígeno de la atmósfera sólo se reduciría en un mínimo porcentaje (Broecker 1970).

Tabla 2. Las principales 20 especies productoras de oxígeno.

<i>Especie</i>	<i>Oxígeno (kilogramo)</i>	<i>Secuestro bruto de carbono (kilogramo/año)</i>	<i>Número de árboles</i>	<i>Área foliar (metro cuadrado)</i>
Ficus benjamina	1,333,29	499,98	20	0,00
Ficus microcarpa v. hillii	1,180,12	442,54	11	0,00
Caesalpinia pluviosa	114,71	43,02	1	0,00
Tabebuia rosea	99,65	37,37	4	0,00
Mangifera indica	78,16	29,31	3	0,00
Azadirachta indica	75,42	28,28	1	0,00
Melicoccus oliviformis	73,16	27,43	6	0,00
Byrsonima crassifolia	52,34	19,63	1	0,00
Roystonea regia	35,78	13,42	8	0,00
Ehretia tinifolia	29,21	10,95	1	0,00
Terminalia catappa	21,14	7,93	3	0,00
Spathodea campanulata	20,45	7,67	1	0,00
Tabebuia donnell-smithii	20,14	7,55	6	0,00
Annona diversifolia	8,73	3,27	2	0,00
Citrus limon	7,55	2,83	1	0,00
Melicoccus bijugatus	4,18	1,57	1	0,00
Ceiba pentandra	3,69	1,38	1	0,00
Psidium guajava	3,66	1,37	1	0,00
Solanum	2,74	1,03	1	0,00
Dyopsis lutescens	2,20	0,83	6	0,00

VI. Esgurrimiento evitado

El esgurrimiento superficial puede ser causa de preocupaci3n en muchas 1reas urbanas ya que puede contribuir a la contaminaci3n de arroyos, humedales, r3os, lagos y oc3anos. Durante los eventos de precipitaci3n, cierta cantidad se ve interceptada por la vegetaci3n (1rboles y matorrales) mientras que la otra alcanza el suelo. La cantidad de la precipitaci3n que llega al suelo y no se filtra se vuelve esgurrimiento superficial (Hirabayashi 2012). En las 1reas urbanas, la gran extensi3n de superficies impermeables aumenta la cantidad de esgurrimiento superficial.

Sin embargo, los 1rboles y matorrales urbanos son ben3ficos al reducir el esgurrimiento superficial. Los 1rboles y matorrales interceptan la precipitaci3n, mientras que sus sistemas de ra3ces promueven la infiltraci3n y el almacenamiento en el suelo. Los 1rboles y matorrales de Parque Ter1n ayudan a reducir el esgurrimiento por casi 26,6 metros c3bicos al a1o con un valor asociado de Mex\$1,2 mil (para m1s detalles ver el Ap3ndice I). El esgurrimiento evitado se calcula en base al estado del tiempo de la localidad de la estaci3n meteorol3gica designada por el usuario. En Parque Ter1n, la precipitaci3n anual total en 2015 fue 84,3 cent3metros.

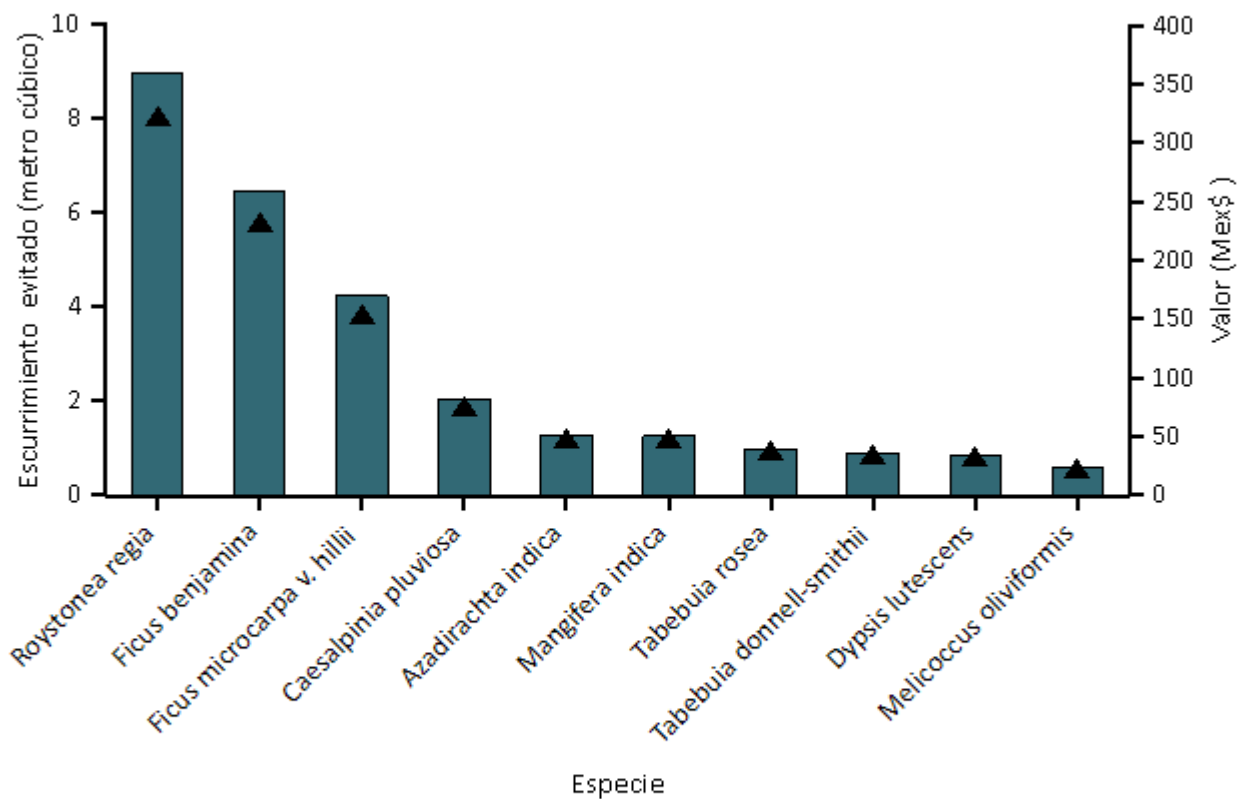


Figura 10. Esgurrimiento evitado (puntos) y valor (barras) para las especies con mayor impacto general en el esgurrimiento Parque Ter1n

VII. Uso de la energía de árboles y edificios

Los árboles afectan el consumo de energía al dar sombra a los edificios, proporcionar un enfriamiento evaporativo y al obstruir los vientos de invierno. Los árboles tienden a reducir el consumo de energía de los edificios durante los meses de verano y pueden aumentar o disminuir el uso de la energía del edificio en los meses de invierno, según el lugar de los árboles alrededor del edificio. Los cálculos de los efectos de los árboles en el uso de la energía se basan en las mediciones de campo de la distancia y la dirección de los árboles a los edificios residenciales condicionados al espacio (McPherson y Simpson 1999).

Debido a que no se recopilaron datos relacionados con la energía, no pueden calcularse los ahorros de energía y al carbono evitado.

Tabla 3. Ahorros anuales de energía por árboles cercanos a edificios residenciales, Parque Terán

	<i>Calefacción</i>	<i>Refrigeración</i>	<i>Total</i>
MBTU ^a	0	N/A	0
MWH ^b	0	0	0
Carbono evitado (kilogramos)	0	0	0

^aMBTU - un millón de unidades térmica británica

^bMWH - megavatio-hora

Tabla 4. Ahorros anuales ^a(Mex\$) en gastos de energía residencial durante las temporadas de calefacción y enfriamiento, Parque Terán

	<i>Calefacción</i>	<i>Refrigeración</i>	<i>Total</i>
MBTU ^b	0	N/A	0
MWH ^c	0	0	0
Carbono evitado	0	0	0

^bCon base en los precios de Mex\$1530 por MWH y Mex\$76,8900002152406 por MBTU (ver Apéndice I para más detalles)

^cMBTU - un millón de unidades térmica británica

^cMWH - megavatio-hora

⁵ Los árboles modifican el clima, producen sombra y reducen la velocidad de los vientos. El aumento en el uso de la energía o los costos se deben en gran medida a estas interacciones entre los árboles y edificios creando un efecto enfriador durante la temporada de invierno. Por ejemplo, un árbol (particularmente de una especie siempre verde) localizado en el lado sur de un edificio residencial puede producir un efecto de sombra que ocasiona un aumento en las necesidades de calefacción.

VIII. Valores estructurales y funcionales

Los bosques urbanos tienen un valor estructural basado en los mismos árboles (p. ej., el costo de tener que reemplazar un árbol con otro similar); también tienen valores funcionales (ya sea positivos o negativos) basados en las funciones que desempeñan los árboles.

El valor estructural del bosque urbano tiende a subir cuando aumenta el número y tamaño de los árboles saludables (Nowak et al 2002a). Los valores funcionales anuales también tienden a aumentar con un mayor número y tamaño de árboles saludables. A través de un manejo adecuado, los valores del bosque urbano pueden aumentarse; sin embargo, los valores y los beneficios también pueden disminuir conforme la cantidad de cobertura de árboles saludables se reduce.

Los árboles urbanos en Parque Terán tienen los siguientes valores estructurales:

- Valor estructural: Mex\$1,79 millón
- Almacenamiento de carbono: Mex\$12,9 mil

Los árboles urbanos en Parque Terán tienen los siguientes valores funcionales anuales:

- Secuestro de carbono: Mex\$1 mil
- Ecurrimiento evitado: Mex\$1,2 mil
- Eliminación de la contaminación: Mex\$4,67 mil
- Costos de la energía y valores de la emisión de carbono: Mex\$0

(Nota: un valor negativo indica un aumento en el costo de la energá y el valor de la emisión de carbono)

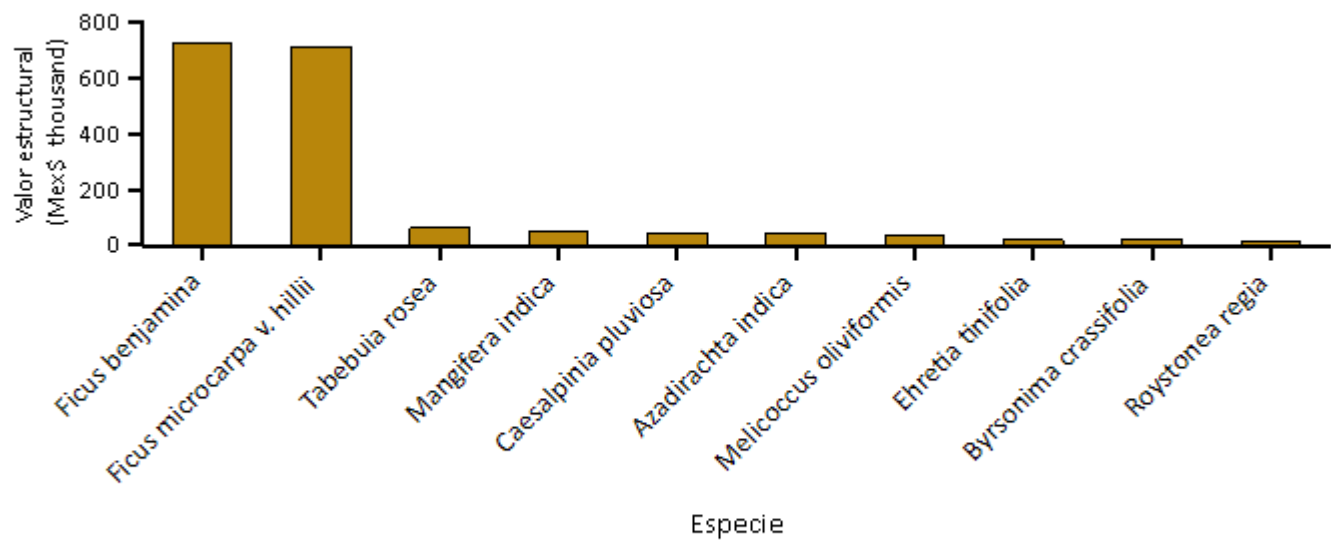


Figura 11. Especies de árboles con el mayor valor estructural, Parque Terán

IX. Posibles impactos de las plagas

Varios insectos y enfermedades pueden infestar los bosques urbanos, potencialmente matando a los árboles y reduciendo la salud, el valor estructural y la sustentabilidad del bosque urbano. Ya que las plagas tienden a tener diferentes hospederos, el posible daño o riesgo de cada plaga será distinto entre las ciudades. Se analizaron treinta y seis plagas para su posible impacto.

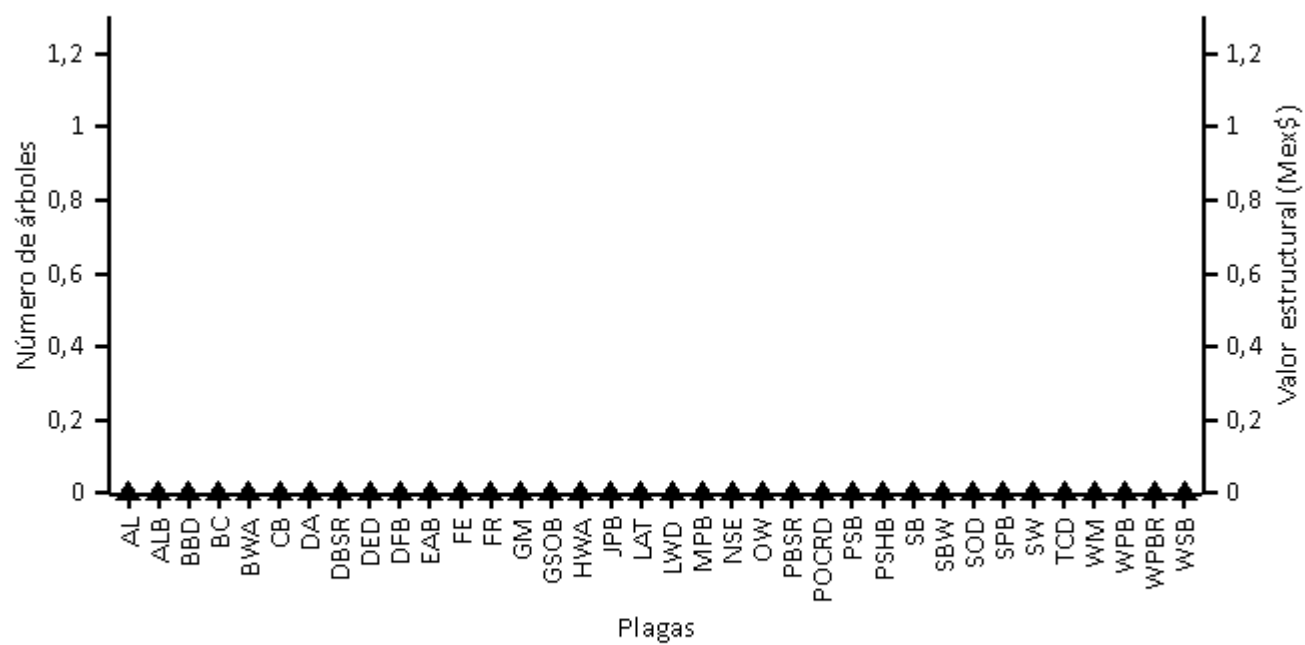


Figura 12. Número de árboles en riesgo (puntos) y valor de compensación relacionado (barras) por posibles plagas, Parque Terán

El minador de hojas de álamo (AL) (Kruse et al 2007) es un insecto que ocasiona daño principalmente al álamo temblón cuando sus larvas se alimentan del tejido de las hojas. AL tiene el potencial de afectar 0,0 por ciento de la población (Mex\$0 en valor estructural).

El escarabajo asiático de cuerno largo (ALB) (Servicio de Inspección de la Salud de Plantas y Animales 2010) es un insecto que barrena y mata a una amplia variedad de especies de madera noble. ALB presenta una amenaza al 0,0 por ciento del Parque Terán bosque urbano, lo cual representa una posible pérdida de Mex\$0 en valor estructural.

La enfermedad de la corteza de haya (BBD) (Houston y O’Brien 1983) es un complejo de enfermedades por insectos que impacta principalmente al haya. Esta enfermedad amenaza al 0,0 por ciento de la población, lo cual representa posibles pérdidas de Mex\$0 en valor estructural.

El cancro del nogal blanco (BC) (Ostry et al 1996) lo ocasiona un hongo que infecta a los árboles de nogal blanco. La enfermedad ha causado una disminución importante en las poblaciones de nogal blanco en Estados Unidos. Las posibles pérdidas de árboles por BC son del 0,0 por ciento (Mex\$0 en valor estructural).

El pulgón de bálsamo lanoso (BWA) (Ragenovich y Mitchell 2006) es un insecto que ha ocasionado daños importantes a los pinos en Norteamérica. Parque Terán podría posiblemente perder por ciento de sus árboles a esta plaga (Mex\$0 en valor estructural).

en valor estructural).

Los huéspedes más comunes del hongo que ocasiona cancro del castaño (CB) (Diller 1965) son el castaño americano y el europeo. CB tiene el potencial de afectar al 0,0 por ciento de la población (Mex\$0 en valor estructural).

Antracnosis del Cornejo (DA) (Mielke y Daughtrey) es una enfermedad que afecta a las especies de cornejo, en particular en floración y del Pacífico. Esta enfermedad amenaza al 0,0 por ciento de la población, lo cual representa posibles pérdidas de Mex\$0 en valor estructural.

La enfermedad de manchas negras en la raíz del abeto de Douglas (DBSR) (Hessburg et al 1995) es una variedad del hongo de mancha negra que ataca a los abetos. Parque Terán podría posiblemente perder el 0,0 por ciento de sus árboles por esta plaga (Mex\$0 en valor estructural).

El olmo americano, uno de los árboles de la calle más importantes del siglo veinte, se ha visto devastado por la enfermedad holandesa del olmo (DED) (Silvicultura Estatal y Privada del Área del Noreste 1998). Desde que se reportó por primera vez en los años 30, ha eliminado a más del 50 por ciento de la población nativa de olmos en Estados Unidos. Aunque algunas especies de olmo han mostrado varios grados de resistencia, Parque Terán podría perder 0,0 por ciento de sus árboles debido a esta plaga (Mex\$0 en valor estructural).

El escarabajo del abeto de Douglas (DFB) (Schmitz y Gibson 1996) es un escarabajo de corteza que infesta a los abetos de Douglas a lo largo de la parte occidente de Estados Unidos, la Columbia Británica y México. Las posibles pérdidas de los árboles debido a DFB es de 0,0 por ciento (Mex\$0 en valor estructural).

El barrenador esmeralda del fresno (EAB) (Universidad Estatal de Michigan 2010) ha eliminado miles de fresnos en partes de Estados Unidos. EAB tiene el potencial de afectar al 0,0 por ciento de la población (Mex\$0 en valor estructural).

Una plaga común de los árboles de abeto blanco, abeto gigante y abeto rojo es el escarabajo del abeto (FE) (Ferrell 1986). FE presenta una amenaza al 0,0 por ciento del Parque Terán bosque urbano, lo que representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

La roya agalladora (FR) (Phelps y Czabator 1978) es una enfermedad micótica que se distribuye en el sur de Estados Unidos. Es particularmente dañina para el pino ellioti y pino taeda. FR tiene el potencial de afectar al 0,0 por ciento de la población (Mex\$0 en valor estructural).

La lagarta peluda (GM) (Silvicultura Estatal y Privada del Área del Noreste 2005) es una deshojadora que se alimenta de muchas especies ocasionando un deshoje generalizado y la muerte de los árboles si las condiciones del brote duran varios años. Esta plaga amenaza al 0,0 por ciento de la población, lo cual representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

La infestación del barrenador del roble con manchas doradas (GSOB) (Sociedad de Silvicultores Americanos 2011) ha sido un problema creciente al sur de California. Las posibles pérdidas de los árboles debido al GSOB son de 0,0 por ciento (Mex\$0 en valor estructural).

Como una de las plagas más dañinas del tsuga oriental o tsuga carolina, el pulgón lanoso del tsuga (HWA) (Servicio Forestal de EEUU 2005) ha jugado un papel principal en la mortalidad del tsuga en Estados Unidos. HWA tiene el potencial de afectar al 0,0 por ciento de la población (Mex\$0 en valor estructural).

El escarabajo del pino de Jeffrey (JPB) (Smith et al 2009) es nativo de Norteamérica y se distribuye a lo largo de California, Nevada y Oregón donde su único hospedero, el pino de Jeffrey, también se encuentra. Esta plaga amenaza al 0,0 por ciento de la población, lo cual representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

El álamo temblón es el principal hospedero del deshojador, tórtrix del álamo temblón (LAT) (Ciesla y Kruse 2009). LAT presenta una amenaza al 0,0 por ciento del Parque Terán bosque urbano, lo cual representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

La marchitez del laurel (LWD) (Servicio Forestal de EEUU 2011) es una enfermedad micótica que se introduce a los árboles hospederos por medio del escarabajo ambrosia del laurel rojo. Esta plaga amenaza al 0,0 por ciento de la población, lo cual representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

El escarabajo descortezador del pino (MPB) (Gibson et al 2009) es un escarabajo que ataca principalmente a las especies de pino en el occidente de Estados Unidos. MPB tiene el potencial de afectar al 0,0 por ciento de la población (Mex\$0 en valor estructural).

El escarabajo descortezador de picea (NSE) (Burnside et al 2011) ha tenido un impacto importante en los bosques boreales y subboreales de Norteamérica donde la distribución de la plaga coincide con la distribución de su principal hospedero. Las pérdidas potenciales de los árboles debido al NSE son del 0,0 por ciento (Mex\$0 en valor estructural).

La marchitez del roble (OW) (Rexode y Brown 1983), ocasionada por un hongo, es una enfermedad prominente entre los robles. La OW presenta una amenaza al 0,0 por ciento del Parque Terán bosque urbano, la cual representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

La enfermedad de manchas negras en la raíz del pino (PBSR) (Hessburg et al 1995) es una variedad del hongo de mancha negra que ataca a los pinos nobles, incluyendo al pino de San Pedro Mártir, pino de Jeffrey y pino ponderosa. Parque Terán podría perder posiblemente el 0,0 por ciento de sus árboles a esta plaga (Mex\$0 en valor estructural).

La enfermedad de raíz del falso ciprés de Lawson (POCRD) (Liebhold 2010) es una enfermedad de la raíz ocasionada por un hongo. La POCRD amenaza al 0,0 por ciento de la población, lo cual representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

El escarabajo de los brotes de pino (PSB) (Ciesla 2001) es un barrenador que ataca a varias especies de pino, aunque el pino silvestre es su hospedero preferido en Norteamérica. El PSB tiene el potencial de afectar al 0,0 por ciento de la población (Mex\$0 en valor estructural).

El escarabajo barrenador polífago (PSHB) (Universidad de California 2014) es un escarabajo que se detectó por primera vez en California. Parque Terán podría posiblemente perder el 0,0 por ciento de sus árboles debido a esta plaga (Mex\$0 en valor estructural).

El escarabajo del pino (SB) (Holsten et al 1999) es un escarabajo de corteza que ocasiona una mortalidad importante a las especies de pino en su zona de distribución. Las pérdidas potenciales de los árboles debido al SB son del 0,0 por ciento (Mex\$0 en valor estructural).

El parásito de las yemas de picea (SBW) (Kucera y Orr 1981) es un insecto que ocasiona daños graves al abeto balsámico. El SBW presenta una amenaza al 0,0 por ciento del Parque Terán bosque urbano, lo cual representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

La muerte súbita del roble (SOD) (Kliejunas 2005) es una enfermedad ocasionada por un hongo. Las pérdidas potenciales de los árboles debido a SOD son del 0,0 por ciento (Mex\$0 en valor estructural).

Aunque el gorgojo descortezador del pino (SPB) (Clarke y Nowak 2009) ataca a la mayoría de las especies de pino, su hospedero preferido es el taeda, Virginia, capulín, picea, pino de hoja corta y pino de arena. Esta plaga amenaza al 0,0 por ciento de la población, lo cual representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

La avispa de la madera del pino (SW) (Haugen y Hoebeke 2005) es un barrenador que ataca principalmente a las especies de pino. La SW presenta una amenaza al 0,0 por ciento del Parque Terán bosque urbano, lo cual representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

La enfermedad de mil canchales del Nogal (TCD) (Cranshaw y Tisserat 2009; Seybold et al 2010) es un complejo de enfermedad e insecto que mata a varias especies de nogal, incluyendo al nogal negro. Las pérdidas potenciales de los árboles debido a TCD son del 0,0 por ciento (Mex\$0 en valor estructural).

La polilla de invierno (WM) (Childs 2011) es una plaga con una amplia distribución de especies hospedadoras. La WM ocasiona los niveles más altos de daño a sus hospedadores cuando se encuentra en la etapa de oruga. Parque Terán podría posiblemente perder el 0,0 por ciento de sus árboles por esta plaga (Mex\$0 en valor estructural).

El escarabajo occidental del pino (WPB) (DeMars y Roettgering 1982) es un escarabajo de corteza de ataque agresivo de los pinos ponderosa y Coulter. La plaga amenaza al 0,0 por ciento de la población, lo cual representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

Desde su introducción a Estados Unidos en 1900, el moho ampolla de pino blanco (oriente de EEUU) (WPBR) (Nicholls y Anderson 1977) ha tenido un efecto perjudicial en los pinos blancos, en particular en la región de los Grandes Lagos. El WPBR tiene el potencial de afectar al 0,0 por ciento de la población (Mex\$0 en valor estructural).

El parásito occidental de las yemas de picea (WSB) (Fellin y Dewey 1986) es un insecto que ocasiona el deshoje en las coníferas occidentales. La plaga amenaza al 0,0 por ciento de la población, lo cual representa una pérdida potencial de Mex\$0 en valor estructural.

Apéndice I. Modelo y mediciones de campo de i-Tree Eco

i-Tree Eco está diseñado para usar datos de campo estandarizados y datos locales de la contaminación del aire y meteorológicos por hora para cuantificar la estructura del bosque urbano y sus numerosos efectos (Nowak y Crane 2000), incluyendo:

- Estructura del bosque urbano (p. ej., composición de las especies, salud de los árboles, área de las hojas, etc.).
- Cantidad de contaminación del aire que el bosque urbano elimina por hora y su mejoramiento de la calidad del aire asociado a lo largo del año.
- Carbono total almacenado y carbono neto secuestrado anualmente por el bosque urbano.
- Efectos de los árboles en el uso de la energía de los edificios y efectos consiguientes en las emisiones de dióxido de carbono de las fuentes eléctricas.
- Valor estructural del bosque, así como el valor para la eliminación de la contaminación del aire y almacenamiento y secuestro de carbono.
- Posible impacto de infestaciones de plagas, como el escarabajo asiático de cuerno largo, el barrenador esmeralda del fresno, la lagarta peluda y la enfermedad holandesa del olmo.

Típicamente, todos los datos de campo se recopilan durante la temporada de hojas para evaluar correctamente el dosel de los árboles. La recopilación típica de datos (la recopilación de datos actual puede variar según el usuario) incluye uso de la tierra, cubierta del suelo y de los árboles, características individuales de los árboles de las especies, diámetro del tallo, altura, ancho de la copa, copa faltante y muerte regresiva, y la distancia y dirección a edificios residenciales (Nowak et al 2005; Nowak et al 2008).

Durante la recopilación de datos, los árboles se identifican a la clasificación taxonómica más específica posible. Los árboles que no se clasifican a nivel de la especie pueden clasificarse por género (p. ej., fresno) o grupo de especie (p. ej., madera noble). En este reporte, la especie, género o grupo de especie de los árboles se denomina de manera colectiva como especie del árbol.

Características de los árboles:

Se evaluó el área de las hojas de los árboles usando las mediciones de las dimensiones de la copa y el porcentaje de copa faltante. En caso de que dichas variables no se hayan recopilado, el modelo las calcula.

No existe disponible un análisis de especies invasivas para estudios fuera de Estados Unidos. Para EEUU, las especies invasivas se identifican usando una lista de especies invasivas para el estado en el que se ubica el bosque urbano. Las listas no son exhaustivas y cubren especies invasivas con varios grados de invasión y distribución. En casos donde un estado no tuvo una lista de especies invasivas, se crea una lista con base en las listas de los estados adyacentes. Las especies de árboles que se identifican como invasivas por la lista estatal de especies invasivas se comparan con los datos de distribución de las nativas. Esto ayuda a eliminar a las especies que están en la lista estatal de especies invasivas, pero que son nativas del área de estudio.

Eliminación de la contaminación del aire:

La eliminación de la contaminación se calcula para ozono, dióxido de sulfuro, dióxido de nitrógeno, monóxido de carbono y material particulado menor a 2.5 micrones. El material particulado menor a 10 micrones (PM10) es otro contaminante importante del aire. Dado que i-Tree Eco analiza material particulado menor a 2.5 micrones (PM2.5) el cual es una subserie de PM10, PM10 no se incluye en este análisis. PM2.5 por lo general es más relevante en las discusiones sobre los efectos de la contaminación del aire en la salud humana.

Los cálculos de la eliminación de la contaminación del aire se derivan de los cálculos de la resistencia del dosel de los árboles al ozono, sulfuro y dióxido de nitrógeno por hora con base en un híbrido de los modelos de deposición de

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

Los árboles eliminan PM_{2.5} cuando el material particulado se deposita en la superficie de las hojas (Nowak et al 2013). Dicho PM_{2.5} depositado puede volverse a suspender en la atmósfera o eliminarse durante la lluvia y disolverse o transferirse al suelo. La combinación de eventos puede conducir a una eliminación y valor de la contaminación positiva o negativa dependiendo de varios factores atmosféricos. Por lo general, la eliminación de PM_{2.5} es positiva con beneficios positivos. Sin embargo, existen casos donde la eliminación neta es negativa o las partículas vuelven a suspender conducen a mayores concentraciones de contaminación y valores negativos. Durante algunos meses (p. ej., sin lluvia), los árboles vuelven a suspender más partículas de las que eliminan. La resuspensión puede conducir a un aumento general de las concentraciones de PM_{2.5} si las condiciones de la capa límite son menores durante los períodos de resuspensión neta que durante los períodos de eliminación neta. Debido a que los valores de eliminación de la contaminación se basan en el cambio en la concentración de la contaminación, es posible contar con situaciones donde los árboles eliminan PM_{2.5} pero aumentan las concentraciones y por ello tienen valores negativos durante períodos positivos de eliminación general. Dichos eventos no son comunes, pero pueden suceder.

Para reportes en Estados Unidos, el valor predeterminado 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. El número de efectos adversos a la salud y el valor económico asociado se calcula para ozono, dióxido de sulfuro, dióxido de nitrógeno y material particulado menor a 2.5 micras usando datos del Programa de Asignaciones y Análisis de Beneficios Ambientales (BenMAP) de la Agencia de Protección Ambiental de EEUU (Nowak et al 2014). El modelo usa un enfoque en función del daño que se basa en los cambios locales de la concentración de la contaminación y la población. Los costos nacionales de externalidades promedio se usan para calcular el valor de la eliminación del monóxido de carbono (Murray et al 1994).

Para reportes internacionales, se usaron valores locales de la contaminación definidos por el usuario. Para reportes internacionales que no cuentan con valores locales, los cálculos se basan en los valores europeos de externalidades promedio (van Essen et al 2011) o en las ecuaciones de regresión BenMAP (Nowak et al 2014) que incorporan cálculos de población definidos por el usuario. Luego los valores se convierten al tipo de cambio local con tasas definidas por el usuario.

Para este análisis, el valor de la eliminación de la contaminación se calcula con base en los precios de Mex\$32,197 por tonelada métrica (monóxido de carbono), Mex\$243,312 por tonelada métrica (ozono), Mex\$0 por tonelada métrica (dióxido de nitrógeno), Mex\$13,237 por tonelada métrica (dióxido de sulfuro), Mex\$8,446,756 por tonelada métrica (material particulado menor a 2.5 micrones).

Almacenamiento y secuestro de carbono:

El almacenamiento de carbono es la cantidad de carbono capturada en las partes de la vegetación leñosa sobre el suelo y bajo el mismo. Para calcular el almacenamiento actual de carbono, se calcula la biomasa de cada árbol usando ecuaciones de la literatura y los datos de los árboles medidos. Los árboles maduros con mantenimiento tienden a tener menos biomasa de la predicha por las ecuaciones de biomasa derivadas del bosque (Nowak 1994). Para ajustar la diferencia, los resultados de la biomasa para árboles urbanos maduros se multiplicaron por 0.8. No se

hizo ninguna modificación para árboles en condiciones naturales. La biomasa del peso seco de los árboles se convirtió a carbono almacenado multiplicándola por 0.5.

El secuestro de carbono es la eliminación del dióxido de carbono del aire por las plantas. Para calcular la cantidad bruta de carbono secuestrado anualmente, se añadió el crecimiento promedio del diámetro del género correspondiente y la clase de diámetro y condición del árbol al diámetro existente del mismo (año x) para calcular el diámetro del árbol y el almacenamiento de carbono en el año x+1.

Los valores de almacenamiento y secuestro de carbono se basan en los valores de carbono locales calculados o personalizados. Para los reportes internacionales que no cuentan con valores locales, los cálculos se basan en el valor del carbono para Estados Unidos (Agencia de Protección Ambiental de EEUU 2015, Grupo de Trabajo Interagencial del Costo Social del Carbono 2015) y se convierten al tipo de cambio local con tasas definidas por el usuario.

Para este análisis, los valores de almacenamiento y secuestro de carbono se calculan con base en Mex\$843 por tonelada métrica.

Producción de oxígeno:

La cantidad de oxígeno producido se calcula a partir del secuestro de carbono con base en los pesos atómicos: liberación neta de O₂ (kg/año) = secuestro neto de C (kg/año) x 32/12. Para calcular el índice de secuestro neto de carbono, la cantidad de carbono secuestrado como resultado del crecimiento del árbol se reduce por la cantidad perdida que resulta de la mortalidad del árbol. Por lo tanto, el secuestro neto de carbono y la producción anual neta de oxígeno del bosque urbano consideran la descomposición (Nowak et al 2007). Para proyectos de inventario completo, la producción de oxígeno se calcula a partir del secuestro bruto de carbono y no considera la descomposición.

Escurrimiento evitado:

El escurrimiento superficial evitado anual se calcula con base en las precipitaciones interceptadas por la vegetación, en particular la diferencia entre el escurrimiento anual con y sin vegetación. Aunque las hojas de los árboles, las ramas y la corteza pueden interceptar la lluvia y mitigar así el escurrimiento evitado, sólo se toman en cuenta las precipitaciones interceptadas por las hojas.

El valor del escurrimiento evitado se basa en los valores locales calculados o los definidos por el usuario. Para reportes internacionales que no cuentan con valores locales, se utiliza el valor promedio nacional para Estados Unidos y se convierte al tipo de cambio local con tasas definidas por el usuario. El valor de EEUU para el escurrimiento evitado se basa en las Series del Manual de Árboles Comunitarios del Servicio Forestal de EEUU (McPherson et al 1999; 2000; 2001; 2002; 2003; 2004; 2006a; 2006b; 2006c; 2007; 2010; Peper et al 2009; 2010; Vargas et al 2007a; 2007b; 2008).

Para este análisis, el valor del escurrimiento evitado se calcula con base en el precio de Mex\$44,91 por m³.

Uso de energía de edificios:

Si se recopilaron los datos de campo correspondientes, los efectos estacionales de los árboles en el uso de la energía de edificios residenciales se calcularon con base en los procedimientos descritos en la literatura (McPherson y Simpson 1999) usando la distancia y dirección de los árboles a partir de las estructuras residenciales, la altura de los árboles y los datos de las condiciones de los mismos. Para calcular el valor monetario de los ahorros de energía, se usaron los precios locales o personalizados por MWH o MBTU.

Para este análisis, el valor del ahorro de energía se calcula con base en los precios de Mex\$1,530,00 por MWH y

Mex\$76,89 por MBTU.

Valores estructurales:

El valor estructural es el valor de un árbol con base en el mismo recurso físico (p. ej., el costo de tener que reemplazar un árbol con otro similar). Los valores estructurales se basan en los procedimientos de valoración del Consejo de Tasadores de Árboles y el Paisaje, que usa la información de especie, diámetro, condición y lugar del árbol (Nowak et al 2002a; 2002b). El valor estructural puede no incluirse en proyectos internacionales si no se cuentan con datos locales suficientes para concluir los procedimientos de valoración.

Posibles impactos de las plagas:

El análisis completo de posible riesgo de plagas no está disponible para estudios fuera de Estados Unidos. Se reporta el número analizado de árboles en riesgo a las plagas, aunque la lista de plagas se basa en insectos y enfermedades conocidas en Estados Unidos.

Para EEUU, el posible riesgo de plaga se basa en mapas de distribución de plagas y en las especies conocidas hospederas de plagas que posiblemente experimenten mortalidad. Se usaron los mapas de distribución de plagas de 2012 del Equipo de la Empresa de Tecnología de Salud Forestal (FHTET) (Equipo de la Empresa de Tecnología de Salud Forestal 2014) para determinar la proximidad de cada plaga al condado en donde se ubica el bosque urbano. Para el condado, se estableció si el insecto/enfermedad se encuentra en el condado, a 400 kilómetros de la orilla del condado, o una distancia entre 400 y 1210 kilómetros, o una distancia mayor de 1210 kilómetros. FHTET no cuenta con mapas de distribución para la enfermedad holandesa del olmo o chancro del castaño. La distribución de estas plagas se basa en la presencia conocida y en la distribución del hospedero, respectivamente (Centro Occidental de Evaluación de Amenazas Ambientales Forestales; Worrall 2007).

Efectos de los árboles relacionados:

El valor relativo de los beneficios de los árboles reportado en el Apéndice II se calcula para mostrar a lo que el almacenamiento y secuestro de carbono y la eliminación de la contaminación del aire equivalen en cantidades de emisiones de carbono municipal, emisiones de automóviles de pasajeros y emisiones de viviendas.

Las emisiones de carbono municipal se basan en las emisiones de carbono per cápita de EEUU 2010 (Centro de Análisis de la Información de Dióxido de Carbono 2010). Las emisiones per cápita se multiplicaron por la población de la ciudad para calcular las emisiones totales de carbono de la ciudad.

Los índices de emisión de vehículos ligeros (g/mi) para CO, NO_x, COV, PM₁₀, SO₂ para 2010 (Buró de Estadística del Transporte 2010; Heirigs et al 2004), PM_{2.5} para 2011-2015 (Junta de Recursos del Aire de California 2013) y CO₂ para 2011 (Agencia de Protección Ambiental de EEUU 2010) se multiplicaron por las millas promedio conducidas por vehículo en 2011 (Administración Federal de Caminos 2013) para determinar las emisiones promedio por vehículo.

Las emisiones de las viviendas se basan en la electricidad promedio kWh utilizada, gas natural Btu utilizado, gasolina Btu utilizada, keroseno Btu utilizado, LPG Btu utilizado, y madera Btu utilizada por vivienda en 2009 (Administración de Información de Energía 2013; Administración de Información de Energía 2014)

- Las emisiones de CO₂, SO₂ y NO_x de las plantas eléctricas por kWh son de Leonardo Academy 2011. La emisión de CO por kWh asume que 1/3 del uno por ciento de emisiones de C es CO con base en la Administración de Información de Energía 1994. La emisión de PM₁₀ por kWh de Layton 2004.
- Las emisiones de CO₂, NO_x, SO₂ y CO por Btu para gas natural, propano y butano (promedio usado para representar LPG), Combustible #4 y #6 (promedio usado para representar gasolina y keroseno) de Leonardo Academy 2011.

- Las emisiones de CO₂ por Btu de madera de la Administración de Información de Energía 2014.
- Las emisiones de CO, NO_x y Sox por Btu con base en el total de emisiones y quema de madera (toneladas) de (Ministerio de la Columbia Británica 2005; Comisión de Silvicultura de Georgia 2009).

Apéndice II. Efectos de los árboles relacionados

El bosque urbano en Parque Terán brinda beneficios que incluyen el almacenamiento y secuestro de carbono y la eliminación de la contaminación del aire. Para calcular el valor relativo de dichos beneficios, se compararon los beneficios de los árboles con los cálculos de las emisiones promedio de carbono municipales, las emisiones promedio de los automóviles de pasajeros y las emisiones promedio de las viviendas. Ver Apéndice I para las metodologías.

El almacenamiento de carbono equivale a:

- Cantidad de carbono emitido en Parque Terán en 0 días
- Emisiones anuales de carbono (C) de 12 automóviles
- Emisiones anuales de C de 5 viviendas unifamiliares

La eliminación de monóxido de carbono equivale a:

- Emisiones anuales de monóxido de carbono de 0 automóviles
- Emisiones anuales de monóxido de carbono de 0 viviendas unifamiliares

La eliminación de dióxido de nitrógeno equivale a:

- Emisiones anuales de dióxido de nitrógeno de 0 automóviles
- Emisiones anuales de dióxido de nitrógeno de 0 viviendas unifamiliares

La eliminación de dióxido de sulfuro equivale a:

- Emisiones anuales de dióxido de sulfuro de 20 automóviles
- Emisiones anuales de dióxido de carbono de 0 viviendas unifamiliares

El secuestro anual de carbono equivale a:

- Cantidad de carbono emitida en Parque Terán en 0,0 días
- Emisiones anuales de C de 0 automóviles
- Emisiones anuales de C de 0 viviendas unifamiliares

Apéndice III. Comparación de bosques urbanos

Una pregunta común es, “¿cómo se compara esta ciudad con otras?” Aunque la comparación entre ciudades debe hacerse con precaución ya que hay muchas características de una ciudad que afectan a la estructura y las funciones del bosque urbano, se proporcionan los datos resumidos de otras ciudades analizadas con el modelo i-Tree Eco.

I. Totales de ciudad para árboles

<i>Ciudad</i>	<i>% de cobertura de los árboles</i>	<i>Número de árboles</i>	<i>Almacenamiento de carbono (toneladas)</i>	<i>Secuestro de carbono (toneladas/año)</i>	<i>Eliminación de la contaminación (toneladas/año)</i>
Toronto, ON, Canada	26,6	10,220,000	1,108,000	46,700	1,905
Atlanta, GA	36,7	9,415,000	1,220,000	42,100	1,509
Los Angeles, CA	11,1	5,993,000	1,151,000	69,800	1,792
New York, NY	20,9	5,212,000	1,225,000	38,400	1,521
London, ON, Canada	24,7	4,376,000	360,000	12,500	370
Chicago, IL	17,2	3,585,000	649,000	22,800	806
Phoenix, AZ	9,0	3,166,000	286,000	29,800	511
Baltimore, MD	21,0	2,479,000	517,000	16,700	390
Philadelphia, PA	15,7	2,113,000	481,000	14,600	522
Washington, DC	28,6	1,928,000	477,000	14,700	379
Oakville, ON , Canada	29,1	1,908,000	133,000	6,000	172
Albuquerque, NM	14,3	1,846,000	301,000	9,600	225
Boston, MA	22,3	1,183,000	290,000	9,500	257
Syracuse, NY	26,9	1,088,000	166,000	5,300	99
Woodbridge, NJ	29,5	986,000	145,000	5,000	191
Minneapolis, MN	26,4	979,000	227,000	8,100	277
San Francisco, CA	11,9	668,000	176,000	4,600	128
Morgantown, WV	35,5	658,000	84,000	2,600	65
Moorestown, NJ	28,0	583,000	106,000	3,400	107
Hartford, CT	25,9	568,000	130,000	3,900	52
Jersey City, NJ	11,5	136,000	19,000	800	37
Casper, WY	8,9	123,000	34,000	1,100	34
Freehold, NJ	34,4	48,000	18,000	500	20

II. Totales por hectárea de área de terreno

<i>Ciudad</i>	<i>Número de árboles/ha</i>	<i>Almacenamiento de carbono (toneladas/ha)</i>	<i>Secuestro de carbono (toneladas/ha/año)</i>	<i>Eliminación de la contaminación (kg/ha/año)</i>
Toronto, ON, Canada	160,4	17,4	0,73	29,9
Atlanta, GA	275,8	35,7	1,23	44,2
Los Angeles, CA	48,4	9,4	0,36	14,7
New York, NY	65,2	15,3	0,48	19,0
London, ON, Canada	185,5	15,3	0,53	15,7
Chicago, IL	59,9	10,9	0,38	13,5
Phoenix, AZ	31,8	2,9	0,30	5,1
Baltimore, MD	118,5	25,0	0,80	18,6
Philadelphia, PA	61,9	14,1	0,43	15,3
Washington, DC	121,1	29,8	0,92	23,8
Oakville, ON , Canada	192,9	13,4	0,61	12,4
Albuquerque, NM	53,9	8,8	0,28	6,6
Boston, MA	82,9	20,3	0,67	18,0
Syracuse, NY	167,4	23,1	0,77	15,2
Woodbridge, NJ	164,4	24,2	0,84	31,9
Minneapolis, MN	64,8	15,0	0,53	18,3
San Francisco, CA	55,7	14,7	0,39	10,7
Morgantown, WV	294,5	37,7	1,17	29,2
Moorestown, NJ	153,4	27,9	0,90	28,1
Hartford, CT	124,6	28,5	0,86	11,5
Jersey City, NJ	35,5	5,0	0,21	9,6
Casper, WY	22,5	6,2	0,20	6,2
Freehold, NJ	94,6	35,9	0,98	39,6

Apéndice IV. Recomendaciones generales para el mejoramiento de la calidad del aire

La vegetación urbana puede afectar de manera directa e indirecta a la calidad del aire local y regional al alterar el ambiente de la atmósfera urbana. Cuatro formas principales en las que los árboles urbanos afectan la calidad del aire son (Nowak 1995):

- Reducción de la temperatura y otros efectos del microclima
- Eliminación de los contaminantes del aire
- Emisión de compuestos orgánicos volátiles (COV) y emisiones del mantenimiento de los árboles
- Efectos de la energía en los edificios

Los efectos acumulativos e interactivos de los árboles en el clima, la eliminación de la contaminación y las emisiones de COV y de las plantas eléctricas determinan el impacto de los árboles en la contaminación del aire. Los estudios acumulativos de los impactos de los árboles urbanos en el ozono han revelado que el aumento en la cobertura del dosel urbano, en particular con especies de baja emisión de COV, conduce a la reducción en las concentraciones de ozono en las ciudades (Nowak 2000). Las decisiones de manejo urbano de la localidad pueden ayudar a mejorar la calidad del aire.

Las estrategias de manejo del bosque urbano para ayudar a mejorar la calidad del aire incluyen (Nowak 2000):

<i>Estrategia</i>	<i>Resultado</i>
Aumenta el número de árboles saludables	Aumenta la eliminación de la contaminación
Mantener la cobertura de los árboles actual	Mantiene los niveles de eliminación de la contaminación
Maximiza el uso de árboles de baja emisión de COV	Reduce la formación de ozono y monóxido de carbono
Mantener árboles grandes, saludables	Los árboles más grandes tienen mayores efectos por árbol
Usar árboles duraderos	Reducir las emisiones de contaminantes a largo plazo de la siembra y la eliminación
Usar árboles de bajo mantenimiento	Reducir las emisiones de contaminantes de las actividades de mantenimiento
Reducir el uso de combustibles fósiles en el mantenimiento de la vegetación	Reducir las emisiones de los contaminantes
Sembrar árboles en lugares que conservan energía	Reducir las emisiones de contaminantes de centrales eléctricas
Sembrar árboles para darle sombra a autos estacionados	Reduce las emisiones vehiculares de COV
Suministrar mucha agua a la vegetación	Mejora la eliminación de la contaminación y la reducción de la temperatura
Sembrar árboles en áreas contaminadas o muy pobladas	Maximiza los beneficios de la calidad del aire de los árboles
Evita especies sensibles a la contaminación	Mejora la salud del árbol
Utilizar árboles siempre verdes para material particulado	Eliminación de partículas durante todo el año

Apéndice V. Especies invasivas del bosque urbano

Los datos de las especies invasivas sólo están disponibles para Estados Unidos. Este análisis no puede llevarse a cabo para estudios internacionales debido a la falta de datos necesarios.

Apéndice VI. Posible riesgo de plagas

Los datos de distribución de las plagas sólo están disponibles para Estados Unidos. Este análisis no puede llevarse a cabo para estudios internacionales debido a la falta de datos necesarios.

References

- Abdollahi, K.K.; Ning, Z.H.; Appeaning, A., eds. 2000. Global climate change and the urban forest. Baton Rouge, LA: GCRCC and Franklin Press. 77 p.
- Animal and Plant Health Inspection Service. 2010. Plant Health – Asian longhorned beetle. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service.
- Baldocchi, D. 1988. A multi-layer model for estimating sulfur dioxide deposition to a deciduous oak forest canopy. *Atmospheric Environment*. 22: 869-884.
- Baldocchi, D.D.; Hicks, B.B.; Camara, P. 1987. A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmospheric Environment*. 21: 91-101.
- Bidwell, R.G.S.; Fraser, D.E. 1972. Carbon monoxide uptake and metabolism by leaves. *Canadian Journal of Botany*. 50: 1435-1439.
- British Columbia Ministry of Water, Land, and Air Protection. 2005. Residential wood burning emissions in British Columbia. British Columbia.
- Broecker, W.S. 1970. Man's oxygen reserve. *Science* 168(3939): 1537-1538.
- Bureau of Transportation Statistics. 2010. Estimated National Average Vehicle Emissions Rates per Vehicle by Vehicle Type using Gasoline and Diesel. Washington, DC: Bureau of Transportation Statistics, U.S. Department of Transportation. Table 4-43.
- Burnside, R.E.; Holsten, E. H.; Fettig, C.J.; Kruse, J. J.; Schultz, M.E.; Hayes, C.J.; Graves, A.D.; Seybold, S.J. 2011. Northern Spruce Engraver. Forest Insect & Disease Leaflet 180. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 12 p.
- California Air Resources Board. 2013. Methods to Find the Cost-Effectiveness of Funding Air Quality Projects. Table 3 Average Auto Emission Factors. CA: California Environmental Protection Agency, Air Resources Board.
- Carbon Dioxide Information Analysis Center. 2010. CO₂ Emissions (metric tons per capita). Washington, DC: The World Bank.
- Cardelino, C.A.; Chameides, W.L. 1990. Natural hydrocarbons, urbanization, and urban ozone. *Journal of Geophysical Research*. 95(D9): 13,971-13,979.
- Childs, R. 2011. Winter Moth Identification and Management. Amherst, MA: University of Massachusetts Amherst, Landscape, Nursery & Urban Forestry Program.
- Ciesla, W. M. 2001. *Tomicus piniperda*. North American Forest Commission. Exotic Forest Pest Information System for North America (EXFOR).
- Ciesla, W. M.; Kruse, J. J. 2009. Large Aspen Tortrix. Forest Insect & Disease Leaflet 139. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.
- Clarke, S. R.; Nowak, J.T. 2009. Southern Pine Beetle. Forest Insect & Disease Leaflet 49. Washington, DC: U.S.

Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Cranshaw, W.; Tisserat, N. 2009. Walnut twig beetle and the thousand cankers disease of black walnut. Pest Alert. Ft. Collins, CO: Colorado State University.

Seybold, S.; Haugen, D.; Graves, A. 2010. Thousand Cankers Disease. Pest Alert. NA-PR-02-10. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry.

DeMars, C. J., Jr.; Roettgering, B. H. 1982. Western Pine Beetle. Forest Insect & Disease Leaflet 1. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Diller, J. D. 1965. Chestnut Blight. Forest Pest Leaflet 94. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 7 p.

Eastern Forest Environmental Threat Assessment Center. Dutch Elm Disease. <http://threatsummary.forestthreats.org/threats/threatSummaryViewer.cfm?threatID=43>

Energy Information Administration. 1994. Energy Use and Carbon Emissions: Non-OECD Countries. Washington, DC: Energy Information Administration, U.S. Department of Energy.

Energy Information Administration. 2013. CE2.1 Fuel consumption totals and averages, U.S. homes. Washington, DC: Energy Information Administration, U.S. Department of Energy.

Energy Information Administration. 2014. CE5.2 Household wood consumption. Washington, DC: Energy Information Administration, U.S. Department of Energy.

Federal Highway Administration. 2013. Highway Statistics 2011. Washington, DC: Federal Highway Administration, U.S. Department of Transportation. Table VM-1.

Fellin, D. G.; Dewey, J. E. 1986. Western Spruce Budworm. Forest Insect & Disease Leaflet 53. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 10 p.

Ferrell, G. T. 1986. Fir Engraver. Forest Insect & Disease Leaflet 13. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Georgia Forestry Commission. 2009. Biomass Energy Conversion for Electricity and Pellets Worksheet. Dry Branch, GA: Georgia Forestry Commission.

Gibson, K.; Kegley, S.; Bentz, B. 2009. Mountain Pine Beetle. Forest Insect & Disease Leaflet 2. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 12 p.

Haugen, D. A.; Hoebeke, R. E. 2005. Sirex woodwasp - *Sirex noctilio* F. (Hymenoptera: Siricidae). Pest Alert. NA-PR-07-05. Newtown Square, PA: Department of Agriculture, Forest Service, Northern Area State and Private Forestry.

Heirigs, P.L.; Delaney, S.S.; Dulla, R.G. 2004. Evaluation of MOBILE Models: MOBILE6.1 (PM), MOBILE6.2 (Toxics), and MOBILE6/CNG. Sacramento, CA: National Cooperative Highway Research Program, Transportation Research Board.

Hessburg, P. F.; Goheen, D. J.; Bega, R.V. 1995. Black Stain Root Disease of Conifers. Forest Insect & Disease Leaflet 145. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

Hessburg, P. F.; Goheen, D. J.; Bega, R.V. 1995. Black Stain Root Disease of Conifers. Forest Insect & Disease Leaflet

145. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

Hirabayashi, S. 2011. Urban Forest Effects-Dry Deposition (UFORE-D) Model Enhancements, [http://www.itreetools.org/eco/resources/UFORE-D enhancements.pdf](http://www.itreetools.org/eco/resources/UFORE-D%20enhancements.pdf)

Hirabayashi, S. 2012. i-Tree Eco Precipitation Interception Model Descriptions, http://www.itreetools.org/eco/resources/iTree_Eco_Precipitation_Interception_Model_Descriptions_V1_2.pdf

Hirabayashi, S.; Kroll, C.; Nowak, D. 2011. Component-based development and sensitivity analyses of an air pollutant dry deposition model. *Environmental Modeling and Software*. 26(6): 804-816.

Hirabayashi, S.; Kroll, C.; Nowak, D. 2012. i-Tree Eco Dry Deposition Model Descriptions V 1.0

Holsten, E.H.; Thier, R.W.; Munson, A.S.; Gibson, K.E. 1999. The Spruce Beetle. Forest Insect & Disease Leaflet 127. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 12 p.

Houston, D. R.; O'Brien, J. T. 1983. Beech Bark Disease. Forest Insect & Disease Leaflet 75. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, United States Government. 2015. Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866. <http://www.whitehouse.gov/sites/default/files/omb/inforeg/scc-tds-final-july-2015.pdf>

Kliejunas, J. 2005. *Phytophthora ramorum*. North American Forest Commission. Exotic Forest Pest Information System for North America (EXFOR).

Kruse, J.; Ambourn, A.; Zogas, K. 2007. Aspen Leaf Miner. Forest Health Protection leaflet. R10-PR-14. Juneau, AK: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Alaska Region.

Kucera, D. R.; Orr, P. W. 1981. Spruce Budworm in the Eastern United States. Forest Pest Leaflet 160. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Layton, M. 2004. 2005 Electricity Environmental Performance Report: Electricity Generation and Air Emissions. CA: California Energy Commission.

Leonardo Academy. 2011. Leonardo Academy's Guide to Calculating Emissions Including Emission Factors and Energy Prices. Madison, WI: Leonardo Academy Inc.

Liebhold, A. 2010 draft. Personal communication on the geographic distribution of forest pest species.

Lovett, G.M. 1994. Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: an ecological perspective. *Ecological Applications*. 4: 629-650.

McPherson, E.G.; Maco, S.E.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Xiao, Q.; VanDerZanden, A.M.; Bell, N. 2002. Western Washington and Oregon Community Tree Guide: Benefits, Costs, and Strategic Planting. International Society of Arboriculture, Pacific Northwest, Silverton, OR.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R. 1999. Carbon dioxide reduction through urban forestry: guidelines for professional and volunteer tree planters. Gen. Tech. Rep. PSW-171. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 237 p.

- McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Crowell, A.M.N.; Xiao, Q. 2010. Northern California coast community tree guide: benefits, costs, and strategic planting. PSW-GTR-228. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-228. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.
- McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Gardner, S.L.; Vargas, K.E.; Maco, S.E.; Xiao, Q. 2006a. Coastal Plain Community Tree Guide: Benefits, Costs, and Strategic Planting PSW-GTR-201. USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.
- McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Gardner, S.L.; Vargas, K.E.; Xiao, Q. 2007. Northeast community tree guide: benefits, costs, and strategic planting.
- McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Maco, S.E.; Gardner, S.L.; Cozad, S.K.; Xiao, Q. 2006b. Midwest Community Tree Guide: Benefits, Costs and Strategic Planting PSW-GTR-199. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.
- McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Maco, S.E.; Gardner, S.L.; Vargas, K.E.; Xiao, Q. 2006c. Piedmont Community Tree Guide: Benefits, Costs, and Strategic Planting PSW-GTR 200. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.
- McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Maco, S.E.; Xiao Q.; Mulrean, E. 2004. Desert Southwest Community Tree Guide: Benefits, Costs and Strategic Planting. Phoenix, AZ: Arizona Community Tree Council, Inc. 81 :81.
- McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Scott, K.I.; Xiao, Q. 2000. Tree Guidelines for Coastal Southern California Communities. Local Government Commission, Sacramento, CA.
- McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Xiao, Q. 1999. Tree Guidelines for San Joaquin Valley Communities. Local Government Commission, Sacramento, CA.
- McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Xiao, Q.; Maco, S.E.; Hoefer, P.J. 2003. Northern Mountain and Prairie Community Tree Guide: Benefits, Costs and Strategic Planting. Center for Urban Forest Research, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.
- McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Xiao, Q.; Pittenger, D.R.; Hodel, D.R. 2001. Tree Guidelines for Inland Empire Communities. Local Government Commission, Sacramento, CA.
- Michigan State University. 2010. Emerald ash borer. East Lansing, MI: Michigan State University [and others].
- Mielke, M. E.; Daughtrey, M. L. How to Identify and Control Dogwood Anthracnose. NA-GR-18. Broomall, PA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area and Private Forestry.
- Murray, F.J.; Marsh L.; Bradford, P.A. 1994. New York State Energy Plan, vol. II: issue reports. Albany, NY: New York State Energy Office.
- Nicholls, T. H.; Anderson, R. L. 1977. How to Identify White Pine Blister Rust and Remove Cankers. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry
- Northeastern Area State and Private Forestry. 1998. How to identify and manage Dutch Elm Disease. NA-PR-07-98. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry.
- Northeastern Area State and Private Forestry. 2005. Gypsy moth digest. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry.

Nowak, D.J. 1994. Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. In: McPherson, E.G.; Nowak, D.J.; Rowntree, R.A., eds. Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project. Gen. Tech. Rep. NE-186. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station: 83-94.

Nowak, D.J. 1995. Trees pollute? A "TREE" explains it all. In: Proceedings of the 7th National Urban Forestry Conference. Washington, DC: American Forests: 28-30.

Nowak, D.J. 2000. The interactions between urban forests and global climate change. In: Abdollahi, K.K.; Ning, Z.H.; Appeaning, A., eds. Global Climate Change and the Urban Forest. Baton Rouge, LA: GCRCC and Franklin Press: 31-44.

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., Hirabayashi, S., Bodine, A., Hoehn, R. 2013. Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution*. 178: 395-402.

Nowak, D.J.; Civerolo, K.L.; Rao, S.T.; Sistla, S.; Luley, C.J.; Crane, D.E. 2000. A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric Environment*. 34: 1601-1613.

Nowak, D.J.; Crane, D.E. 2000. The Urban Forest Effects (UFORE) Model: quantifying urban forest structure and functions. In: Hansen, M.; Burk, T., eds. Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century. Proceedings of IUFRO conference. Gen. Tech. Rep. NC-212. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station: 714-720.

Nowak, D.J.; Crane, D.E.; Dwyer, J.F. 2002a. Compensatory value of urban trees in the United States. *Journal of Arboriculture*. 28(4): 194 - 199.

Nowak, D.J.; Crane, D.E.; Stevens, J.C.; Hoehn, R.E. 2005. The urban forest effects (UFORE) model: field data collection manual. V1b. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station, 34 p. http://www.fs.fed.us/ne/syracuse/Tools/downloads/UFORE_Manual.pdf

Nowak, D.J.; Crane, D.E.; Stevens, J.C.; Ibarra, M. 2002b. Brooklyn's urban forest. Gen. Tech. Rep. NE-290. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 107 p.

Nowak, D.J.; Dwyer, J.F. 2000. Understanding the benefits and costs of urban forest ecosystems. In: Kuser, John, ed. Handbook of urban and community forestry in the northeast. New York, NY: Kluwer Academics/Plenum: 11-22.

Nowak, D.J.; Hoehn, R.; Crane, D. 2007. Oxygen production by urban trees in the United States. *Arboriculture & Urban Forestry*. 33(3):220-226.

Nowak, D.J.; Hoehn, R.E.; Crane, D.E.; Stevens, J.C.; Walton, J.T; Bond, J. 2008. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. *Arboriculture and Urban Forestry*. 34(6): 347-358.

Nowak, D.J.; Stevens, J.C.; Sisinni, S.M.; Luley, C.J. 2002c. Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture*. 28(3): 113-122.

Ostry, M.E.; Mielke, M.E.; Anderson, R.L. 1996. How to Identify Butternut Canker and Manage Butternut Trees. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station.

Peper, P.J.; McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Albers, S.N.; Xiao, Q. 2010. Central Florida community tree guide: benefits, costs, and strategic planting. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-230. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.

Peper, P.J.; McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Vargas, K.E.; Xiao Q. 2009. Lower Midwest community tree guide: benefits, costs, and strategic planting. PSW-GTR-219. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-219. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.

Phelps, W.R.; Czapator, F.L. 1978. Fusiform Rust of Southern Pines. Forest Insect & Disease Leaflet 26. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 7 p.

Rexrode, C. O.; Brown, H. D. 1983. Oak Wilt. Forest Insect & Disease Leaflet 29. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 6 p.

Schmitz, R. F.; Gibson, K. E. 1996. Douglas-fir Beetle. Forest Insect & Disease Leaflet 5. R1-96-87. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Smith, S. L.; Borys, R. R.; Shea, P. J. 2009. Jeffrey Pine Beetle. Forest Insect & Disease Leaflet 11. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Society of American Foresters. 2011. Gold Spotted Oak Borer Hitches Ride in Firewood, Kills California Oaks. Forestry Source 16(10): 20.

U.S. Environmental Protection Agency. 2010. Light-Duty Vehicle Greenhouse Gas Emission Standards and Corporate Average Fuel Economy Standards. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency. EPA-420-R-10-012a

U.S. Environmental Protection Agency. 2015. The social cost of carbon. <http://www.epa.gov/climatechange/EPAactivities/economics/scc.html>

U.S. Forest Service. 2005. Hemlock Woolly Adelgid. Pest Alert. NA-PR-09-05. Newtown Square, PA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Area State and Private Forestry.

U.S. Forest Service. 2011. Laurel Wilt. Atlanta, GA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Health Protection, Southern Region.

University of California. 2014. Polphagous Shot Hole Borer. Sacramento, CA: University of California, Division of Agriculture and Natural Resources.

van Essen, H.; Schroten, A.; Otten, M.; Sutter, D.; Schreyer, C.; Zandonella, R.; Maibach, M.; Doll, C. 2011. External Costs of Transport in Europe. Netherlands: CE Delft. 161 p.

Vargas, K.E.; McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Gardner, S.L.; Xiao, Q. 2007a. Interior West Tree Guide.

Vargas, K.E.; McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Gardner, S.L.; Xiao, Q. 2007b. Temperate Interior West Community Tree Guide: Benefits, Costs, and Strategic Planting.

Vargas, K.E.; McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Gardner, S.L.; Xiao, Q. 2008. Tropical community tree guide: benefits, costs, and strategic planting. PSW-GTR-216. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-216. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.

Worrall, J.J. 2007. Chestnut Blight. Forest and Shade Tree Pathology.

http://www.forestpathology.org/dis_chestnut.html

Zinke, P.J. 1967. Forest interception studies in the United States. In: Sopper, W.E.; Lull, H.W., eds. Forest Hydrology. Oxford, UK: Pergamon Press: 137-161.