



Evaluación de los servicios ecosistémicos generados por la infraestructura verde del Campus de Fuenlabrada de la URJC

Informe de resultados

Asociación Ecología y Educación para una Ciudad
Sostenible -Transitando

transitando.org
transitando@transitando.org

Tel.: 637646374

02/12/2019

Encarga:

 Universidad
Rey Juan Carlos

Ejecuta:

transitando
ecología y educación para una ciudad sostenible



Este estudio ha sido realizado por la *Asociación Ecología y Educación para una Ciudad Sostenible – Transitando* con apoyo de *INCA Medio* y encargado por la *Oficina Verde de la Universidad Rey Juan Carlos* con el objetivo de profundizar en el conocimiento sobre el arbolado del campus de Fuenlabrada.

Agradecimientos: Oficina Verde de la Universidad Rey Juan Carlos e INCA Medio

Índice [TR_título_índice]

1. Introducción	1
2. Metodología	3
2.1. Caso de estudio.....	3
2.2. Trabajo de campo	4
2.3. Trabajo de gabinete.....	4
3. Resultados	6
3.1. Resumen de los resultados globales.....	6
3.2. Estructura del bosque urbano.....	7
3.3. Eliminación de contaminantes.....	9
3.4. Secuestro de carbono.....	11
3.5. Almacenamiento de carbono.	13
3.6. Escorrentía superficial evitada.....	14
3.7. Valores estructurales	15
3.8. Otros servicios de los ecosistemas.....	16
4. Conclusiones.....	17
5. Nota aclaratoria	20
6. Bibliografía.....	21

Índice de figuras

Figura 1. Plano zona de muestreo. Campus URJC Fuenlabrada.	3
Figura 2. Estructura del bosque urbano.....	8
Figura 3. Distribución de los individuos por diámetro del fuste.....	9
Figura 4. Eliminación de partículas contaminantes (CO, NO ₂ , O ₃ , PM _{2,5} y SO ₂).....	10
Figura 5. Secuestro de carbono anual: las diez especies con mayor contribución.....	12
Figura 6. Ejemplar de olivo en el campus de Fuenlabrada, URJC.....	12
Figura 7. Almacenamiento de carbono: las diez especies con mayor contribución.....	13
Figura 8. Escorrentía superficial evitada: las diez especies con mayor contribución.....	14
Figura 9. Valor estructural: las diez especies con mayor contribución.....	15
Figura 10. Valores de importancia: las diez especies con mayor valor.....	16
Figura 11. Producción de O ₂ : las veinte especies con mayor contribución.....	16

Índice de tablas

Tabla 1. Servicios de los ecosistemas e indicadores.....	6
Tabla 2. Evaluación biofísica y económica.....	7
Tabla 3. Cifras comparativas para retirada de contaminación atmosférica.....	10

1. Introducción

Los servicios de los ecosistemas se consideran “contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas al bienestar humano. Este marco teórico permite abordar el análisis de los ecosistemas desde un punto de vista integral ya que vincula el funcionamiento biofísico de los sistemas naturales a la calidad de vida de las poblaciones humanas.

Los sistemas urbanos son grandes consumidores de servicios de los ecosistemas que proceden, normalmente, de territorios ubicados más allá de sus límites, lo que genera grandes impactos socio-ecológicos. Sin embargo, en las últimas décadas las ciudades han sido objeto de análisis de aquellos servicios de los ecosistemas que se generan localmente dentro de los propios espacios urbanos. A pesar de las dificultades de los sistemas naturales para desarrollarse en las urbes, se ha visto que las ciudades pueden generar un diverso abanico de servicios de los ecosistemas tanto de abastecimiento (ej.: alimentos, materias primas), de regulación (ej.: depuración del agua, regulación térmica) y culturales (ej.: recreación, turismo, inspiración).

La evaluación de los servicios de los ecosistemas urbanos es de gran relevancia a la hora de poner en valor la función de elementos de la infraestructura verde urbana, especialmente en un contexto de cambio global y climático. El arbolado urbano está asociado con múltiples servicios de los ecosistemas, concretamente con aquellos de carácter regulador. Favorece a la depuración del aire a través de la eliminación de contaminantes atmosféricos, a la regulación térmica mediante el almacenamiento y secuestro de carbono o a la mitigación de la escorrentía evitando que parte del agua de precipitación fluya.

El presente informe ha sido elaborado por encargo de la Oficina Verde de la Universidad Rey Juan Carlos para el desarrollo de un proyecto de consultoría sobre servicios ecosistémicos generados por la infraestructura verde del campus de Fuenlabrada Tal y como se explica con mayor detenimiento en el presente informe, los resultados se basan en los datos del inventario específico del arbolado, realizado previamente, y analizados posteriormente con el software i-Tree Eco, un modelo desarrollado por el Servicio Forestal de EE.UU. para el cálculo de los servicios ecosistémicos suministrados por el arbolado tanto a nivel de árbol individual como del “bosque” en su conjunto.

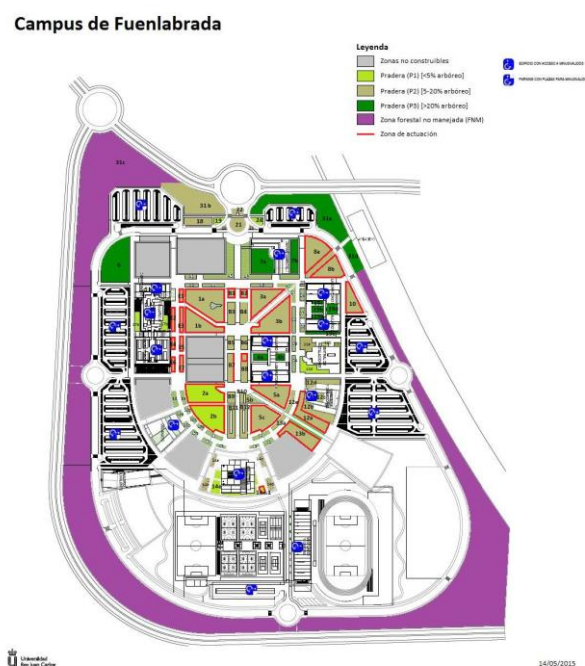
Como resultado del trabajo, se ha generado 1) un inventario georreferenciado del arbolado (en un archivo aparte) y 2) la evaluación biofísica y económica de los servicios de los ecosistemas generados por el arbolado del campus de Fuenlabrada de la Universidad Rey Juan Carlos de Madrid (en el presente documento).

2. Metodología

2.1.Caso de estudio

El área de estudio ha sido el campus universitario de Fuenlabrada, perteneciente a la Universidad Rey Juan Carlos, municipio de Fuenlabrada (Comunidad de Madrid). Como se observa en el siguiente mapa del campus (figura 1), el muestreo se ha zonificado en 1) dentro del campus: aquellas parcelas y aparcamientos situados en el espacio interior, y 2) el anillo periférico que circunda el campus¹.

Figura 1. Plano zona de muestreo. Campus URJC Fuenlabrada.



Fuente: Plan de actuación en el campus de Fuenlabrada. Documento interno.

¹Para detalle del arbolado incluido en el inventario, ver apartado 5. Nota aclaratoria.

2.2. Trabajo de campo

El trabajo de campo comenzó el martes 22 de octubre y finalizó el jueves 21 de noviembre, sumando un total de 22 jornadas. El trabajo realizado en terreno consistió en dos fases realizadas de manera simultánea; una de ellas, relativa a la identificación de especies y medición del diámetro a la altura del pecho (DAP) de todos aquellos árboles con al menos un tallo de una circunferencia igual o superior a 7,9 cm a la altura de 1,37 m; la segunda de ellas, relativa a la georreferenciación de todos los individuos (también los que no alcanzan las medidas mínimas) para elaborar un inventario localizado geográficamente completo.

El equipo de trabajo estuvo formado por una persona fija y otra de apoyo. Debido a la reorganización programática con motivo del reajuste de la muestra a inventariar, la Oficina Verde asumió el inventariado del pinar del anillo periférico con su propio grupo de trabajo.

El material utilizado para la medición incluyó un clinómetro, una cinta métrica, una planilla de registro de datos manual y la aplicación web del software i-Tree Eco. La georreferenciación se elaboró haciendo uso de la aplicación para dispositivos móviles Cartodruid, desarrollada por el Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León.

2.3. Trabajo de gabinete

El trabajo posterior de análisis, procesamiento e interpretación de los datos comenzó por la ejecución del modelo i-Tree Eco, previa revisión exhaustiva de todos los datos recopilados para la identificación y corrección de errores. Simultáneamente, se procesaron los datos relativos a la georreferenciación para la elaboración de un archivo adecuado para un visor. Como resultado se hace entrega de los siguientes archivos:

1) *Evaluación de los servicios ecosistémicos generados por la infraestructura verde del Campus de Fuenlabrada de la URJC. Informe de resultados.* Documento final de resultados. Archivo pdf. Consta de:

- Primera parte elaborada (30 páginas) de presentación e interpretación de resultados.
- Segunda parte: se anexa el informe generando automáticamente por el software en el que se incluye el cálculo de otros parámetros que no han sido objeto de este estudio (ej.: riesgo de plagas, ahorro energético, etc).

2) GEO_arbolado_URJC_02122019. Archivos asociados para visualizar el inventario georreferenciado. Archivo comprimido rar.

3) BBDD_arbolado_URJC_02122019. Base de datos. Archivo xls Incluye:

- Inventario: datos registrados por individuo durante el trabajo de campo.
- Resultados iTree: datos sin procesar generados por el software i-Tree Eco referentes a la evaluación de servicios de los ecosistemas por individuo.
- Puntos GEO: información recogida en las tablas de atributos de los árboles georreferenciados por individuo.

3. Resultados

A continuación se presentan los resultados para la valoración biofísica y económica de los cuatro servicios de los ecosistemas generados por el arbolado del campus de Fuenlabrada, evaluados en base a los siguientes indicadores (tabla 1).

Tabla 1. Servicios de los ecosistemas e indicadores.

Servicios de los ecosistemas	Indicadores
Regulación de la calidad el aire	Eliminación de contaminantes atmosféricos (NO ₂ , SO ₂ , O ₃ , CO, PM _{2,5})
Mitigación de la escorrentía	Escorrentía evitada
Regulación de la temperatura local	Evapotranspiración Ahorro energético
Regulación del clima global	Secuestro de CO ₂ Almacenamiento de carbono

Fuente: Elaboración propia.

Estos servicios tienen relevancia en la mitigación y adaptación al cambio climático, como el caso del secuestro y almacenamiento de carbono y la reducción de la escorrentía superficial. Así mismo, la eliminación de partículas contaminantes también destaca por su influencia en aspectos sanitarios, ya que la contaminación atmosférica es una de las principales causas de enfermedades respiratorias.

3.1. Resumen de los resultados globales.

En la tabla 2 se recogen los resultados globales de la evaluación biofísica y económica para cada uno de los servicios evaluados. A continuación, se presentan las características estructurales del conjunto del arbolado y se analiza e interpretan los resultados obtenidos para cada servicio evaluado por especie. En este sentido, cabe aclarar que el análisis específico tiene en cuenta no

sólo las características particulares de cada especie, si no la abundancia presente de individuos de cada una de ellas.

Tabla 2. Evaluación biofísica y económica

Indicadores de los servicios de los ecosistemas	Evaluación biofísica	Evaluación económica
Eliminación de contaminantes atmosféricos (NO ₂ , SO ₂ , O ₃ , CO, PM _{2,5})	302,5 kg/año	53.500 €/año
Secuestro de carbono	13,23 tn métricas/año	2.130 €/año
Almacenamiento de carbono	214,7 tn métricas	34.500 €
Escorrentía evitada ²	86,51 m ³ /año	165 €/año
Valor estructural	-	1.770.000 €

Fuente: Elaboración propia (basado en Informe i-Tree Eco Model (2019)).

3.2. Estructura del bosque urbano.

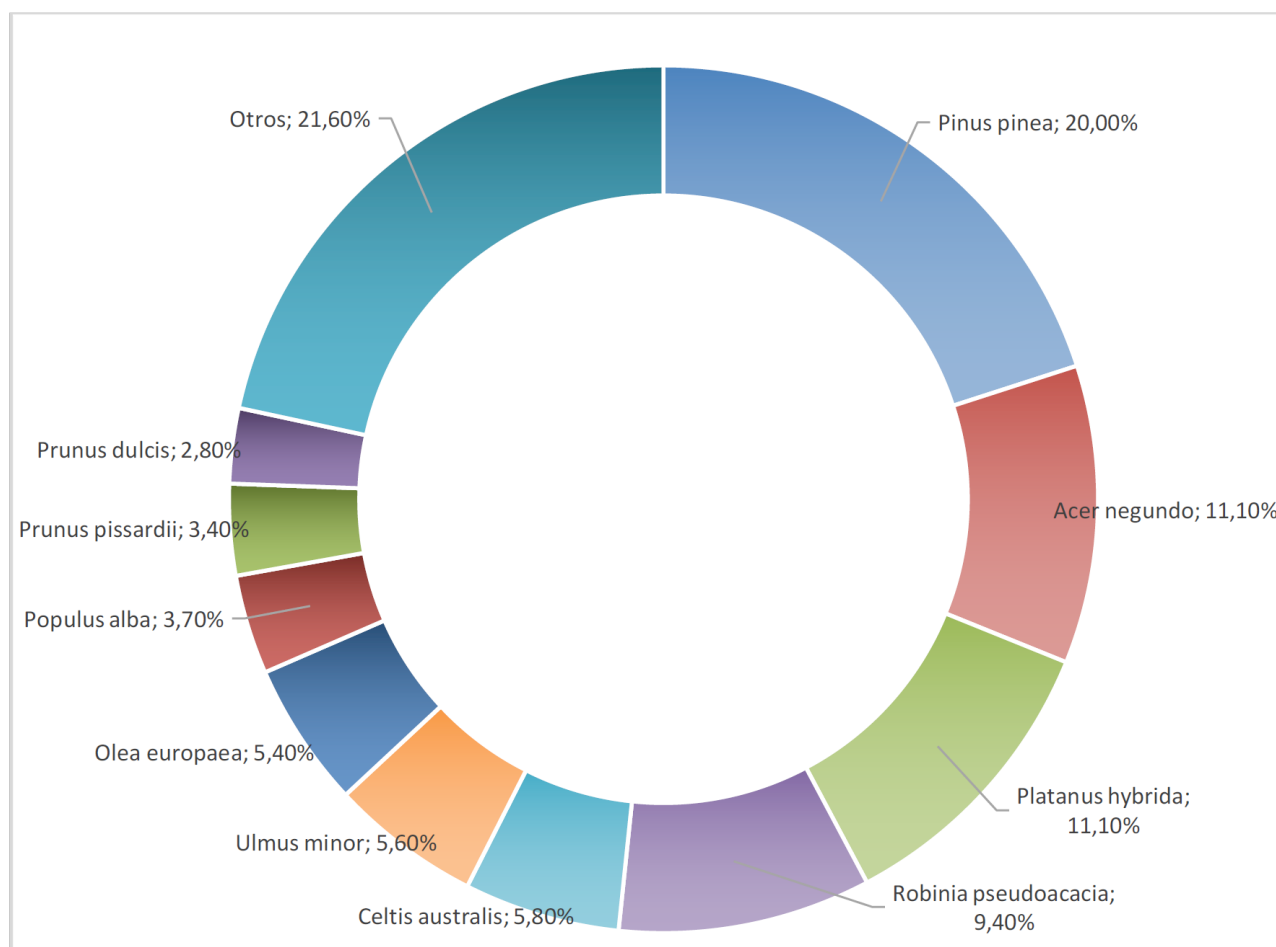
El arbolado incluido en este trabajo asciende a 2.822 individuos; 1.994 de los cuáles se encuentran en los jardines y parkings interiores del campus, en los que destacan el arce negundo (*Acer negundo*) y el plátano de sombra (*Platanus hybrida*) y 828 en el anillo periférico, el cual se encuentra principalmente conformado por pinos piñoneros (*Pinus pinea*). El 89,9% de estos árboles (2.534), han conformado la muestra para la evaluación de los servicios de los ecosistemas al encontrarse dentro del rango diamétrico establecido por el software i-Tree Eco para considerar los ejemplares con porte de árbol³. El 9,1% restante, que por dimensiones (ejemplares de menor edad) no han sido incluidos en dicha evaluación, sí se han incluido en el inventario cartografiado.

²Los datos básicos que incorpora el propio software i-Tree Eco, incluye información sobre precipitaciones. En la versión utilizada en este trabajo (v6), se ha considerado el dato de 2,7 cm como precipitación anual total para 2015 en Madrid. La precipitación media anual para Madrid es más elevada (en torno a 40 cm anuales), por lo que puede tratarse de que el modelo haya tomado una cifra errónea. Aunque sea una cuestión que escapa a nuestra competencia, cabe mencionar que los datos de escorrentía evitada podrían verse afectados por dicho posible error. Al haberse utilizado un valor de precipitaciones anormalmente inferior, sería de esperar que el modelo haya podido infravalorar la capacidad de escorrentía evitada. De esta manera, la cantidad de agua de escorrentía evitada y su valor económico sería mayores. Por nuestra parte, ya se ha informado al Servicio Forestal de Estados Unidos de esta anomalía para considerar su subsanación.

³El software i-Tree Eco establece una circunferencia mínima de 7,9 cm de circunferencia del fuste a una altura de 1,37m para considerar los ejemplares con porte arbóreo.

En términos globales, las cinco especies con mayor número de individuos son *Pinus pinea* (20%), *Acer negundo* (11,1%), *Platanus hybrida* (11,1%), *Robinia pseudoacacia* (9,4%) y *Celtis australis* (5,8%), seguido muy de cerca por *Ulmus minor* (5,6%) y *Olea europaea* (5,4%) (figura 2). En cuanto a la distribución de dichas especies, cabe especificar que la gran mayoría de *Pinus pinea* se encuentra en el anillo periférico, mientras que en los aparcamientos occidentales predomina el *Platanus hybrida*, el *Acer negundo* en los aparcamientos orientales y la *Robinia pseudoacacia* en los del norte. Todas estas especies más otra gran variedad de ellas conforman el mosaico arbóreo de los jardines interiores, donde hay una mayor biodiversidad.

Figura 2. Estructura del bosque urbano.

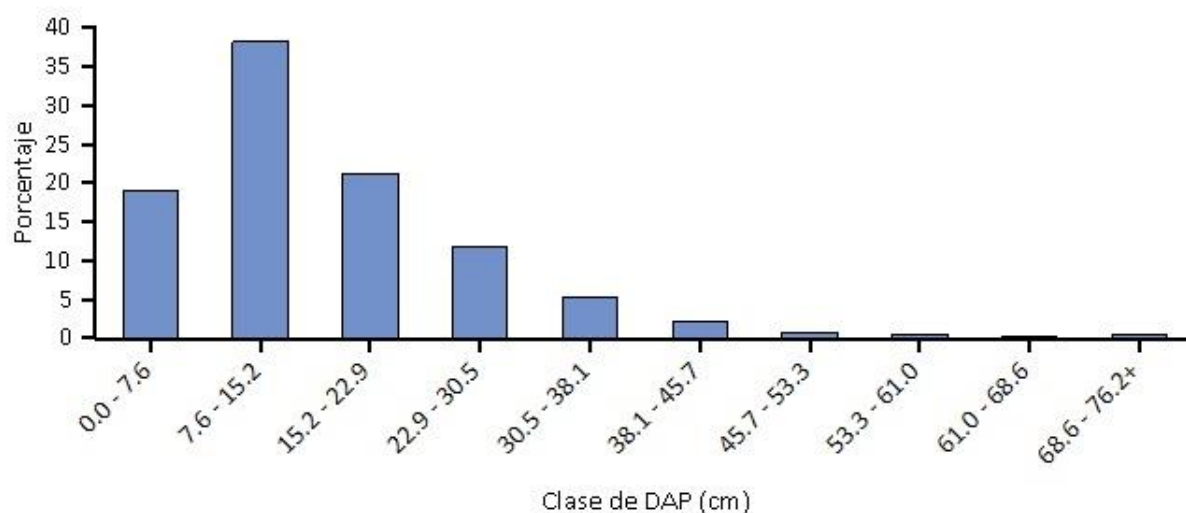


Fuente: Informe i-Tree Eco Model (2019). i-Tree Análisis del ecosistema. Efectos y valores del bosque urbano. URJC básico.

En lo referido al tamaño de los árboles, el parámetro medido ha sido el diámetro del fuste a la altura del pecho (DAP), concretamente a 1,37 m de altura. En el siguiente diagrama se pueden observar las distintas clases diamétricas (figura 3); la mayoría de los individuos tienen un tamaño

medio. Esto puede explicarse por la edad media del mismo, que corresponde con la antigüedad aproximada de dos décadas del propio campus.

Figura 3. Distribución de los individuos por diámetro del fuste.



Fuente: Informe i-Tree Eco Model (2019). i-Tree Análisis del ecosistema. Efectos y valores del bosque urbano. URJC básico.

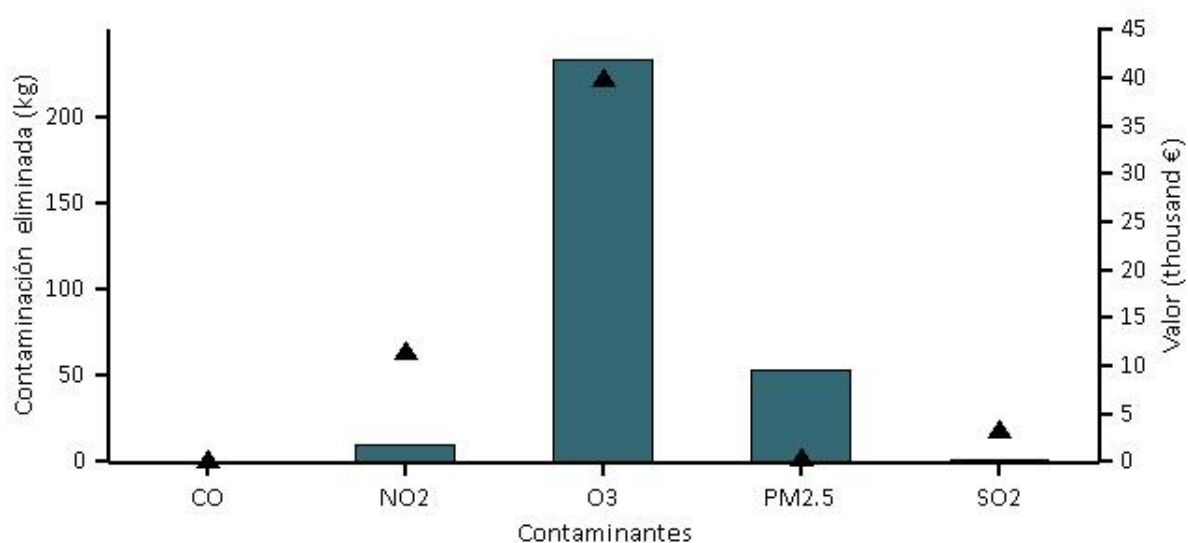
3.3. Eliminación de contaminantes.

Los cálculos para la estimación biofísica y económica de este servicio se basan en datos atmosféricos y de contaminación de las estaciones de medición más cercanas al área de estudio, que están incluidos en la versión más reciente (v6) de i-Tree Eco. Así, el arbolado urbano contribuye a la eliminación de partículas como el monóxido de carbono, NO₂, ozono (O₃), sulfatos y las macropartículas PM_{2.5}, que conforman un subgrupo de las partículas PM₁₀.

Los resultados muestran que el arbolado contribuye en mayor medida a retirar de la atmósfera ozono y en segundo lugar partículas PM_{2.5}, lo cual es consistente con los resultados obtenidos por Nowak et al., 2006 en otras evaluaciones del arbolado. El arbolado contribuye a la retira de estos contaminantes como consecuencia de su funcionamiento ya que ayuda a reducir la temperatura del aire circundante por transpiración; facilita la deposición de contaminantes en suspensión sobre la superficie de la planta y tiene el potencial de reducir la energía utilizada en edificios para refrigeración o calefacción, por lo que también podría ayudar a reducir las emisiones consecuencia de este consumo energético (Nowak et al., 2006).

En términos absolutos, la cantidad de partículas PM2.5 retiradas es considerablemente menor a la del ozono (como indica la flecha negra en de la figura 4). Sin embargo, el valor económico asociado a la eliminación de este contaminante es significativamente alto debido a su relación directa con afectaciones de enfermedades pulmonares y todo el gasto sanitarios en términos económico que causa.

Figura 4. Eliminación de partículas contaminantes (CO, NO2, O3, PM2,5 y SO2).



Fuente: Informe i-Tree Eco Model (2019). i-Tree Análisis del ecosistema. Efectos y valores del bosque urbano. URJC básico.

El software i-Tree Eco proporciona estas cifras que sirven para la comparación del peso del arbolado en la retirada de los contaminantes atmosféricos NO₂ y SO₂.

Tabla 3. Cifras comparativas para retirada de contaminación atmosférica

La eliminación de dióxido de nitrógeno equivale a:
Emisiones anuales de dióxido de nitrógeno de 10 automóviles
Emisiones anuales de dióxido de nitrógeno de 4 viviendas unifamiliares
La eliminación de dióxido de sulfuro equivale a:
Emisiones anuales de dióxido de sulfuro de 208 automóviles
Emisiones anuales de dióxido de carbono de 1 viviendas unifamiliares

Fuente: Elaboración propia (basado en Informe i-Tree Eco Model (2019)).

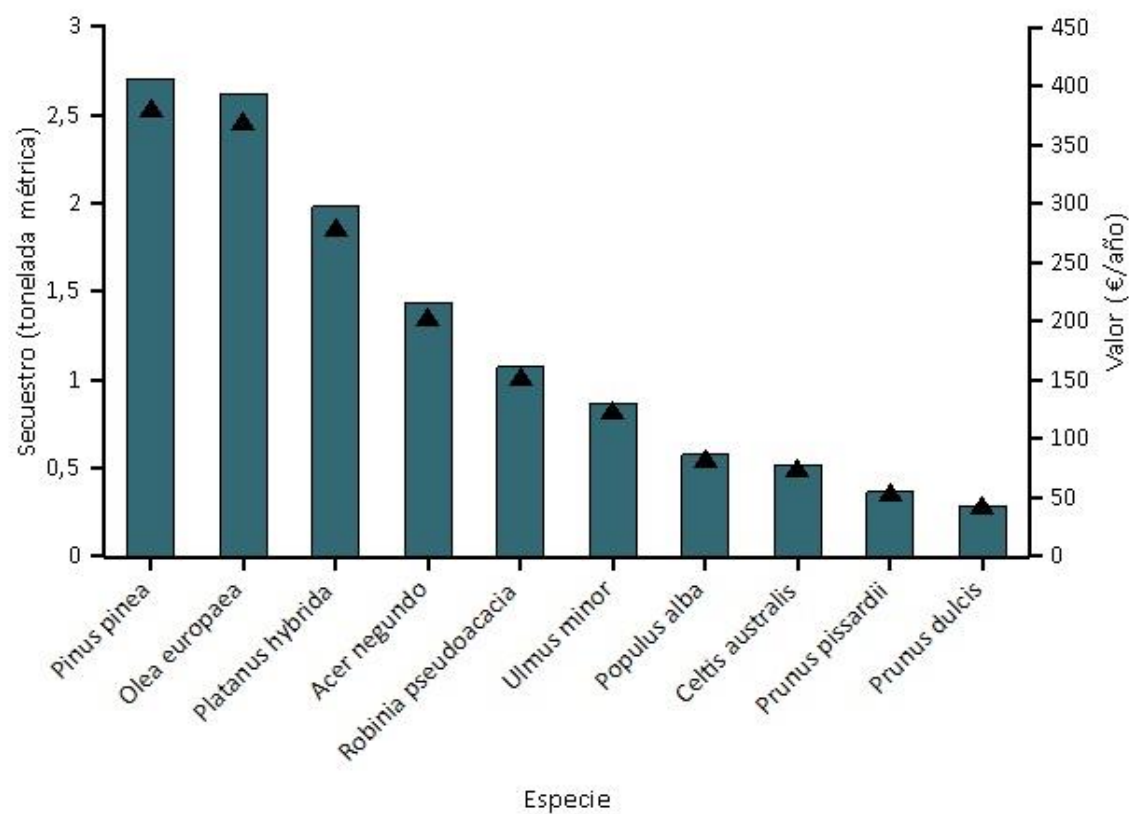
3.4.Secuestro de carbono.

Los árboles urbanos contribuyen a la mitigación del cambio climático ya que, debido a sus procesos metabólicos, secuestran dióxido de carbono atmosférico almacenándolo durante el crecimiento; normalmente cuanto mayor tamaño tienen un ejemplar en condiciones fitosanitarias favorables, secuestrará mayor la cantidad de carbono (i-Tree, 2019). El secuestro de carbono es una tasa, ya que hace referencia a la cantidad de carbono absorbida por el arbolado en un año. Tal y como se mostró en la primera tabla de resultados, el secuestro bruto anual de carbono por parte de los árboles del campus de Fuenlabrada es de 13,23 toneladas métricas, lo que equivale a 2.130 € anuales.

Una lectura general del gráfico permite observar que las especies que mayor cantidad de carbono secuestran anualmente son *Pinus pinea* y *Olea europaea*, seguidos de *Platanus hybrida*, de *Acer negundo* y de *Robinia pseudoacacia*, a poca distancia de *Ulmus minor*. La especie *Pinus pinea* (pino piñonero), la más numerosa en el campus con ejemplares adultos en su gran mayoría, es también la que más contribuye a secuestrar carbono (19,1% del total). Cabe destacar la especie *Olea europea* (olivo), que aun siendo la séptima en número total de individuos, se encuentra la segunda en contribución al secuestro de carbono. Esto se debe principalmente a que se trata de individuos muy adultos de gran porte que han sido trasplantados en el campus ya con gran tamaño de origen.

Sin embargo, el modelo generado por el software i-Tree Eco basa gran parte de sus resultados en características asociadas a la copa de los árboles. El informe aquí presentado se basa en un inventariado básico en el que se ha recogido información relativa al diámetro del fuste y la especie de cada individuo del bosque. En este caso, no se ha aportado información directa de las copas, por lo que el software i-Tree Eco se basa en sus propios datos para realizar el modelo que se basan en las formas naturales de las copas. Cabe tener en cuenta, que una parte de los olivos del campus de Fuenlabrada presentan una importante modificación de la copa (podas intensas o desmoches), viendo modificada su estructura y dimensión (figura 6). Por tanto, podría darse el caso de que los servicios calculados por i-Tree Eco para los olivos estén en algún grado sobreestimados, considerando que para el cálculo de los servicios ecosistémicos el modelo asume la forma de la copa que presentan las especies en condiciones normales (sin alteración de la misma).

Figura 5. Secuestro de carbono anual: las diez especies con mayor contribución.



Fuente: Informe i-Tree Eco Model (2019). i-Tree Análisis del ecosistema. Efectos y valores del bosque urbano. URJC básico.

Figura 6. Ejemplar de olivo en el campus de Fuenlabrada, URJC.



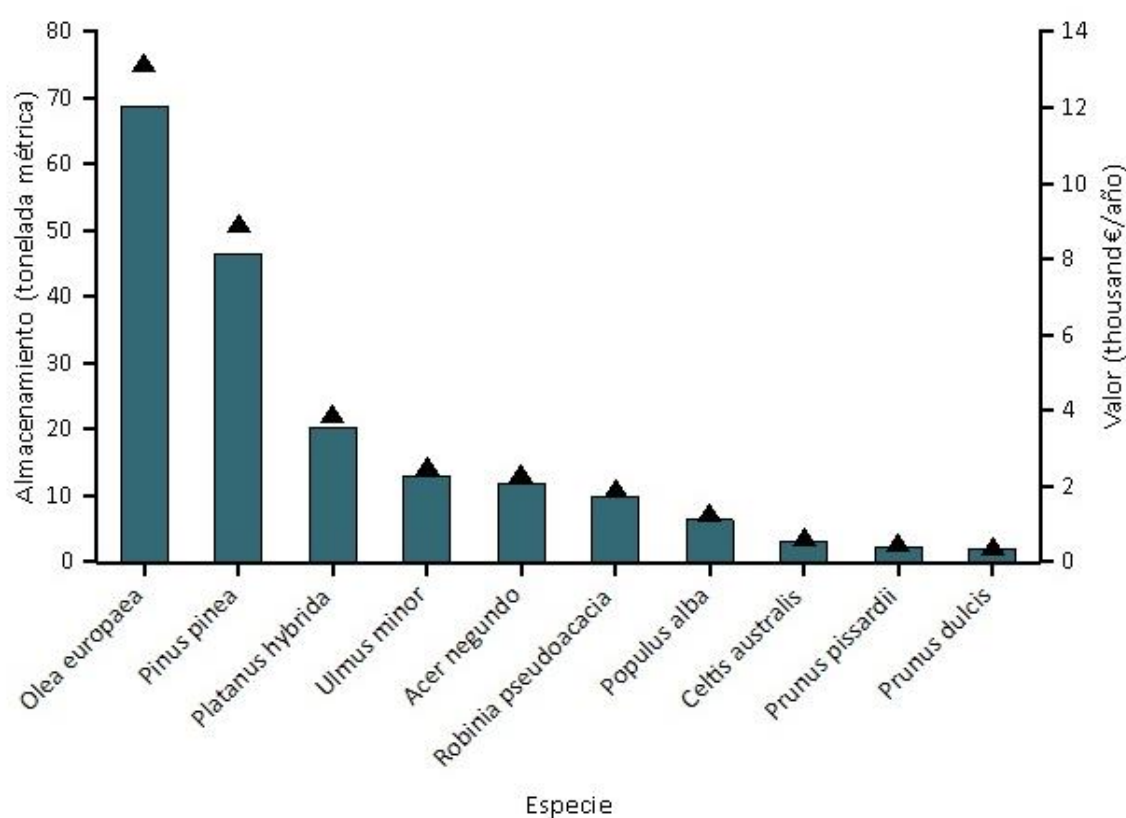
Fuente: Transitando.

3.5.Almacenamiento de carbono.

El almacenamiento de carbono se refiere a la cantidad neta de carbono almacenado en los tejidos del arbolado. En este caso no se trata de una tasa, pues se refiere al carbono total que la planta ha ido integrando a lo largo de su vida. Los árboles del campus de Fuenlabrada almacenan más de 215 toneladas de carbono, con un valor asociado de 34.500€.

Al igual que el secuestro, el almacenamiento de carbono también se ve influido por el tamaño de los ejemplares. Lo que se refleja en los olivos, que de nuevo tienen gran relevancia en la contribución al almacenamiento de carbono, siendo la especie que más carbono almacena (34,9%). También puede apreciarse la influencia del tamaño en su mayoría ejemplares adultos y características de la copa (gran superficie foliar y perennidad) en el caso de los pinos piñoneros (*Pinus pinea*), que aparecen como la segunda especie que más carbono almacena con más de 45 toneladas. Las otras especies que más carbono almacenan son *Platanus hybrida* (plátano de sombra), *Ulmus minor* (olmo), *Acer negundo* y *Robinia pseudoacacia* (falsa acacia).

Figura 7. Almacenamiento de carbono: las diez especies con mayor contribución.



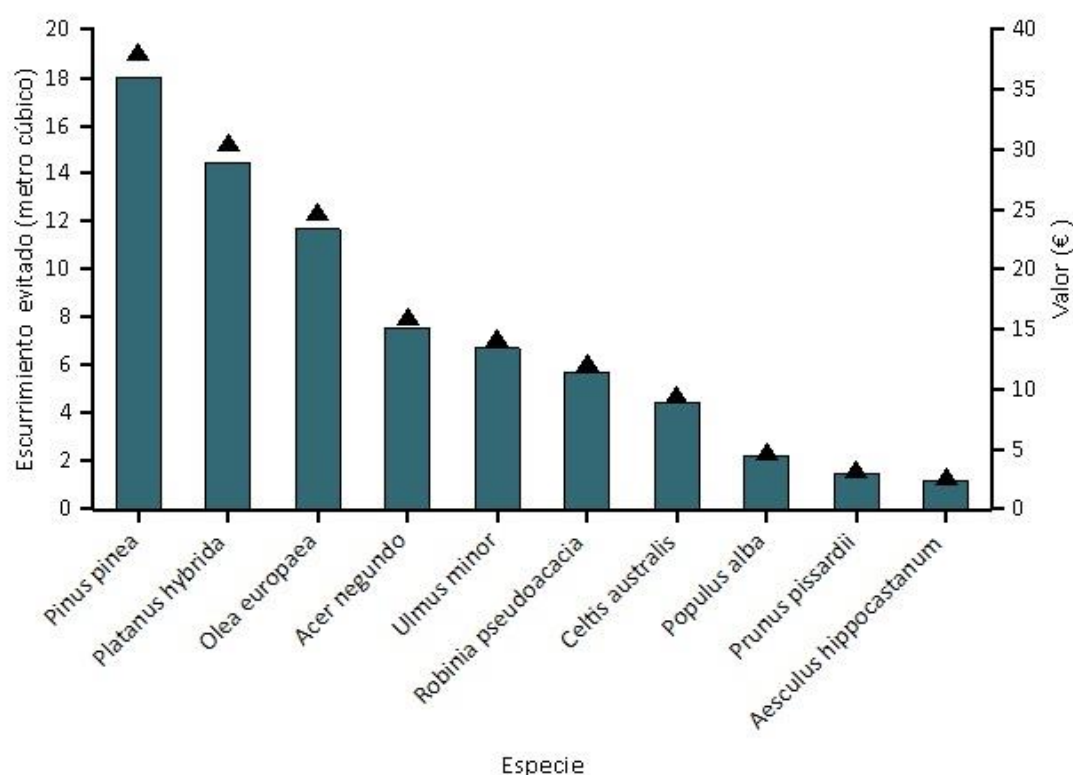
Fuente: Informe i-Tree Eco Model (2019). i-Tree Análisis del ecosistema. Efectos y valores del bosque urbano. URJC básico.

3.6. Escorrentía superficial evitada.

La escorrentía superficial es aquella cantidad de agua de lluvia que, durante y después de un evento de precipitación, no es interceptada por la vegetación y alcanza el suelo. Por lo tanto, tanto los árboles como los matorrales y arbustos tienen una gran relevancia en la reducción del escurrimiento superficial, que en áreas urbanas puede contribuir a la contaminación de los sistemas de agua.

Los resultados obtenidos muestran que los árboles del campus de Fuenlabrada ayudan a reducir la escorrentía hasta en 86,5 m³ al año, con un valor asociado de 160€. Sin embargo, y tal y como se especificaba en el apartado Resumen de los resultados globales, estos datos deben interpretarse con precaución.

Figura 8. Escorrentía superficial evitada: las diez especies con mayor contribución.



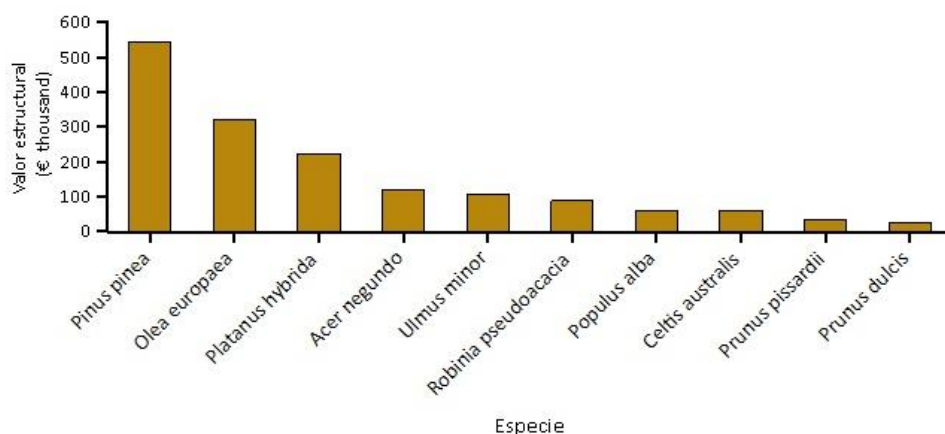
Fuente: Informe i-Tree Eco Model (2019). i-Tree Análisis del ecosistema. Efectos y valores del bosque urbano. URJC básico.

Aun así, es posible interpretar en términos relativos los datos que ofrece el gráfico de barras. Partiendo de la afirmación de que cuanto mayor sea el área foliar, estimada principalmente en base a características morfológicas de las especies, mayor será la reducción de escorrentía superficial. El pino piñonero es la especie que más agua intercepta tanto por la gran cantidad de individuos y por contar con un área foliar extensa (figura 10, Porcentaje del área de las hojas). Los plátanos de sombra (*Platanus hybrida*) contribuyen dos veces más que los arces (*Acer negundo*) a la reducción de la escorrentía por contar con un área foliar notablemente más extensa, y lo mismo sucede con los olmos (*Ulmus minor*) frente a los almeces (*Celtis australis*) y las falsas acacias (*Robinia pseudoacacia*), siendo incluso más significativo por ser los olmos menos numerosos, sin embargo, suman un área foliar más extensa. Los olivos (*Olea europaea*) también contribuyen de manera importante al ser la tercera especie que más agua de lluvia intercepta. De nuevo cabe mencionar que el cálculo de evitación de escorrentía se basa en las características de la copa. Por tanto, como se explica en el apartado secuestro de carbono, para el caso de los olivos los datos podrían presentar sobreestimación en algún grado, debido a la diferencia morfológica y de dimensiones entre las copas modificadas que presentan los olivos del campus y las características de las copas que esta misma especie debería presentar en condiciones normales.

3.7.Valores estructurales

El valor estructural es el coste económico de sustitución de todo el bosque, considerando no solo el reemplazo de los ejemplares, si no todos los beneficios ambientales generados por el mismo. Los pinos piñoneros (*Pinus pinea*), los olivos (*Olea europaea*) y los plátanos de sombra (*Platanus hybrida*) son los que mayor valor estructural se les atribuye.

Figura 9. Valor estructural: las diez especies con mayor contribución.



Fuente: Informe i-Tree Eco Model (2019). i-Tree Análisis del ecosistema. Efectos y valores del bosque urbano. URJC básico.

3.8.Otros servicios de los ecosistemas

En este apartado se incluyen otra información generada automáticamente por el software i-Tree Eco que aunque no eran objetivo concreto de este trabajo, complementan los datos presentados anteriormente. Los *valores de importancia* es un indicativo de las especies que dominan en la actualidad la estructura del arbolado. Se calcula como la suma del porcentaje de población y del porcentaje del área foliar (figura 10).

Figura 10. Valores de importancia: las diez especies con mayor valor.

<i>Nombre de la especie</i>	<i>Porcentaje población</i>	<i>Porcentaje del área de las hojas</i>	<i>IV</i>
Pinus pinea	20,0	21,9	41,9
Platanus hybrida	11,1	17,5	28,6
Acer negundo	11,1	9,2	20,3
Olea europaea	5,4	14,2	19,6
Robinia pseudoacacia	9,4	6,9	16,3
Ulmus minor	5,6	8,2	13,7
Celtis australis	5,8	5,4	11,2
Populus alba	3,7	2,7	6,4
Prunus pissardii	3,4	1,8	5,2
Prunus dulcis	2,8	1,4	4,2

Fuente: Informe i-Tree Eco Model (2019). i-Tree Análisis del ecosistema. Efectos y valores del bosque urbano. URJC básico.

La producción de oxígeno es otro de los parámetros modelados por el software i-Tree Eco. Como se observa en la figura 11, las especies que más contribuyen son los pinos piñoneros (*Pinus pinea*), los olivos (*Olea europaea*) y los plátanos de sombra (*Platanus hybrida*).

Figura 11. Producción de O₂: las veinte especies con mayor contribución.

<i>Especie</i>	<i>Oxígeno (tonelada métrica)</i>	<i>Secuestro bruto de carbono (kilogramo/año)</i>	<i>Número de árboles</i>	<i>Área foliar (hectárea)</i>
Pinus pinea	6,74	2.526,71	508	4,66
Olea europaea	6,53	2.449,74	137	3,02
Platanus hybrida	4,94	1.852,68	281	3,73
Acer negundo	3,58	1.342,16	282	1,95
Robinia pseudoacacia	2,67	1.002,21	239	1,47
Ulmus minor	2,16	810,38	141	1,74
Populus alba	1,44	540,83	95	0,57
Celtis australis	1,30	486,85	147	1,15
Prunus pissardii	0,92	344,45	87	0,38
Prunus dulcis	0,72	269,81	70	0,30

Fuente: Informe i-Tree Eco Model (2019). i-Tree Análisis del ecosistema. Efectos y valores del bosque urbano. URJC básico.

4. Conclusiones

La diversidad de especies es un rasgo distintivo de los bosques urbanos en comparación con el paisaje nativo, así es en el caso del campus de Fuenlabrada, que presenta 65 especies arbóreas. Esto es potencialmente una ventaja frente a posibles perturbaciones en el sistema (plagas, enfermedades, estrés hídrico, etc), ya que normalmente la biodiversidad contribuye a una mayor resiliencia y, por lo tanto, a la reducción de la vulnerabilidad ante hipotéticas perturbaciones. Al mismo tiempo, no se han identificado especies potencialmente invasoras entre la biodiversidad presente en el estrato arbóreo del campus de Fuenlabrada, por lo que no cabe esperar riesgos relativos a esta cuestión.

Por otro lado, y a excepción de algunos ejemplares de plátanos de sombra (*Platanus hybrida*), olmos (*Ulmus minor*), olivos (*Olea europaea*) y álamos blancos (*Populus alba*) especialmente grandes, nos encontramos ante un bosque urbano relativamente joven con individuos de tamaño medio, especialmente en las parcelas del interior del campus. Cabría esperar que la relevancia de los servicios de los ecosistemas generados por dicho arbolado vaya incrementándose a medida que el bosque urbano siga desarrollándose. Un valor destacado, es la evaluación económica referida a la eliminación de compuestos contaminantes. Esto se debe, en parte, a que la contaminación atmosférica es la causante de un gran gasto económico sanitario ya que es la causa de afectaciones y enfermedades respiratorias. Por tanto, al eliminar estos contaminantes de la atmósfera, se genera no solamente un beneficio en términos de salud pública, sino que también provoca un ahorro económico debido a la disminución de personas afectadas.

Se ha apreciado un estado fitosanitario de los individuos sin grandes afectaciones. A este respecto, únicamente se han identificado podas severas o desmoches particularmente en olivos (*Olea europaea*) y afectación foliar en los olmos (*Ulmus minor*) que podría estar causada por la grafiosis.

En el secuestro y almacenamiento de carbono influye tanto el número total de pies por especie como el tamaño de los individuos, así como las tasas de secuestro de carbono de cada especie. Por una parte, normalmente se considera que a mayor tamaño del árbol (por tanto mayor edad), mayores y más diversos son los servicios de los ecosistemas que genera. Es decir, normalmente un único ejemplar adulto, de gran porte, bien desarrollado y en un estado fitosanitario adecuado,

generará más servicios de los ecosistemas que varios ejemplares de esta misma especie de menores dimensiones, aún por desarrollar. Esto debe su explicación en parte a que, el total de servicios de los ecosistemas generados por un sistema natural (ya sea un individuo arbóreo, un conjunto de ellos o un bosque), es una característica sistémica, es decir, es un atributo generado por el sistema como unidad, más allá de la suma de sus partes. Por esta razón, el cálculo total de servicios de los ecosistemas no responde a la suma lineal de los diferentes servicios generados por los distintos elementos del sistema.

En el caso concreto del secuestro de carbono, la influencia de la envergadura de los individuos parece clara al comparar especies con un número similar de individuos. El plátano de sombra (*Platanus hybrida*), pese a contar con el mismo número de árboles que el arce negundo (*Acer negundo*), secuestra una mayor cantidad de carbono anualmente debido a su gran porte. Y lo mismo ocurre con los olmos (*Ulmus minor*), cuya contribución al secuestro de carbono es significativamente mayor que la de los almececes (*Celtis australis*), aun siendo muy semejantes en número de individuos.

Algo similar ocurre con el almacenamiento de carbono; las diferencias también son notables al comparar especies con un número similar de pies. Así, los plátanos de sombra (*Platanus hybrida*) almacenan casi el doble de carbono que los arces negundo (*Acer negundo*), debido a la mayor envergadura de los primeros. Adicionalmente, cabe destacar que los olmos (*Ulmus minor*) almacenan mayores cantidades de carbono, pese a contar con un número de individuos inferior al de las falsas acacias (*Robinia pseudoacacia*) y similar al de los almececes (*Celtis australis*). También es el caso de los álamos blancos (*Populus alba*), menos abundantes que los almececes (*Celtis australis*) pero mayores contribuyentes a servicio ecosistémico.

Es importante tener en cuenta que para asegurar un amplio abanico de servicios de los ecosistemas, la mejor estrategia es diversificar la estructura de nuestro bosque respecto a especies biológicas, morfología, tasa de crecimiento, ciclo biológico, etc. Esto se debe a que normalmente, una especie en concreto puede ser relevante para la generación de un tipo o varios tipos de servicios de los ecosistemas. Pero normalmente, esto suele llevar aparejado que contribuirá de una manera mucho más modesta en la generación de otros servicios. Esto se explica por los *trade-offs*, es decir, el hecho de que la generación de un servicio reduce los beneficios provistos por otro servicio (Turkelboom et al., 2016). Por tanto, no encontramos especies únicas que sean relevantes para el conjunto de todos servicios de los ecosistemas.

Esta cuestión es relevante a la hora de trasladar los resultados presentados en este informe a la gestión diaria del arbolado del campus. Hay que tener en cuenta, que cuando fomentamos un servicio, esto puede ir en detrimento de otro. Por ejemplo, en el caso de los olivos (*Olea europaea*),

cuyo aporte al secuestro y almacenamiento de carbono es muy importante. Se podría pensar que hay que incrementar el número de olivos para fomentar este servicio. Sin embargo, su relevancia disminuye a la hora de interceptar el agua y frenar la escorrentía superficial, por lo que aumentando el secuestro y almacenamiento de carbono generado por los olivos, estarías incurriendo en un detrimento de la evitación de la escorrentía. Precisamente por esto, es necesario garantizar una cierta biodiversidad que equilibre el tipo de servicios que se están generando.

Como todo modelo, el software i-Tree Eco cuenta con algunas limitaciones que es interesante conocer a la hora de interpretar los datos. Por ejemplo: el modelo no incluye nada de información relativa al sustrato. Se conoce la gran relevancia de los suelos en el secuestro y almacenamiento de carbono, pero el modelo no aporta estimaciones de los servicios de los ecosistemas asociados al mismo. Así mismo, para el cálculo de evitación de escorrentía sólo se consideran datos relativos a la copa, sin incluir datos de la importancia funcional de las raíces en este servicio. En este caso, el modelo podría subestimar los servicios que se están generando en el bosque urbano, al no considerar todos los elementos que influyen en los mismos.

Sin embargo, es la valoración económica la que hay que interpretar con mayor cautela. Por un lado por el riesgo de *mercantilizar* los servicios generados por sistemas y elementos naturales que son la base de la supervivencia y bienestar de las poblaciones humanas. Por otro lado, la versión utilizada en este trabajo es una actualización del modelo para Europa (v6). Sin embargo, parte de los valores económicos aportados por el modelo, se basan aún en datos contextualizados en Estados Unidos, por lo que podría diferir algunos parámetros.

5. Nota aclaratoria

El inventario del arbolado desarrollado para este trabajo, ha abarcado casi la totalidad de los individuos presentes en el campus de Fuenlabrada de la Universidad Rey Juan Carlos de Madrid. Cabe anotar que las únicas zonas no incluidas corresponden a la parcela 11c (vallada), la terraza del edificio de restauración (cerrada), los patios interiores de los edificios y la zona deportiva con sus aparcamientos (2), en la parte sur de campus.

No obstante, el arbolado presente en estos lugares no ascendería a más de 50-100 ejemplares. Lo cual, considerando una muestra de casi 3000 individuos, no tendrían una significancia estadística.

6. Bibliografía

- i-Tree Eco Model (2019). i-Tree Análisis del ecosistema. *Efectos y valores del bosque urbano*. URJC básico. Documento no publicado.
- Nowak, D., Stevens, J., Sisinni, S., Luley, C. (2002). Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture*. 28(3). 113-122.
- Nowak, D., E. Crane, D., C. Stevens, J. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* (4). 11 5-123
- Plan de actuación en el campus de Fuenlabrada. Documento interno. (Facilitado por la Oficina verde de la Universidad Rey Juan Carlos de Madrid).
- Turkelboom et al. (2016). Ecosystem services trade-offs and synergies. In: Potschin, M. and K. Jax (eds): *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*.



ANEXO

i-Tree

Análisis del ecosistema

URJC basico



Efectos y valores del bosque urbano
noviembre 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 URJC básico se llevó a cabo durante 2019. Los datos de 2534 árboles localizados a lo largo de URJC básico se analizaron usando el modelo i-Tree Eco desarrollado por el Servicio Forestal de EEUU, Estación de Investigación del Norte.

- Número de árboles: 2.534
- Cobertura arborea: 4,733 hectáreas
- Especies más comunes de árboles: Pinus pinea, Acer negundo, Platanus hybrida
- Porcentaje de árboles menores a 6" (15.2 cm) de diámetro: 57,3 %
- Eliminación de la contaminación: 302,5 kilogramos/año (€53,5 mil/año)
- Almacenamiento de carbono: 214,7 tonelada métrica (€34,5 mil)
- Secuestro de carbono: 13,23 tonelada métrica (€2,13 mil/año)
- Producción de oxígeno: 35,29 tonelada métrica/año
- Ecurrimiento evitado: 86,51 metro cúbico/año (€165/año)
- Ahorros de energía de edificios: N/A – datos no recopilados
- Emisiones de carbono evitadas: N/A – datos no recopilados
- Valores estructurales: €1,77 millón

Tonelada: 1000 kilogramos

Los valores monetarios € se reportan en euros 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. Ecurrimiento 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.....	25
Apéndice III. Comparación de bosques urbanos.....	26
Apéndice IV. Recomendaciones generales para el mejoramiento de la calidad del aire.....	27
Apéndice V. Especies invasivas del bosque urbano.....	28
Apéndice VI. Posible riesgo de plagas.....	29
Referencias.....	30

I. Características de los árboles del bosque urbano

El bosque urbano de URJC basico tiene 2.534 árboles con una cobertura de árboles de Pinus pinea. Las tres especies más comunes son Pinus pinea (20,0 por ciento), Acer negundo (11,1 por ciento) y Platanus hybrida (11,1 por ciento).

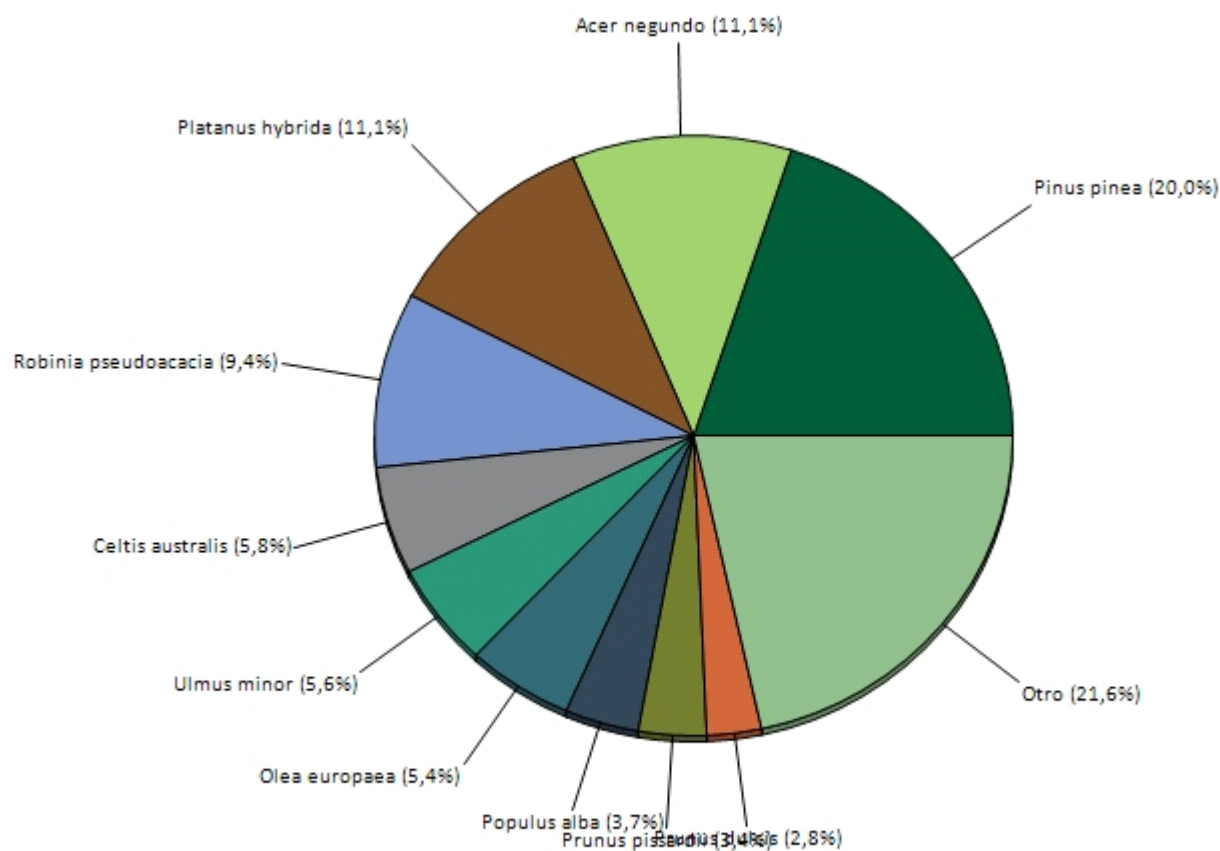


Figura 1. Composición de las especies de árboles en URJC basico

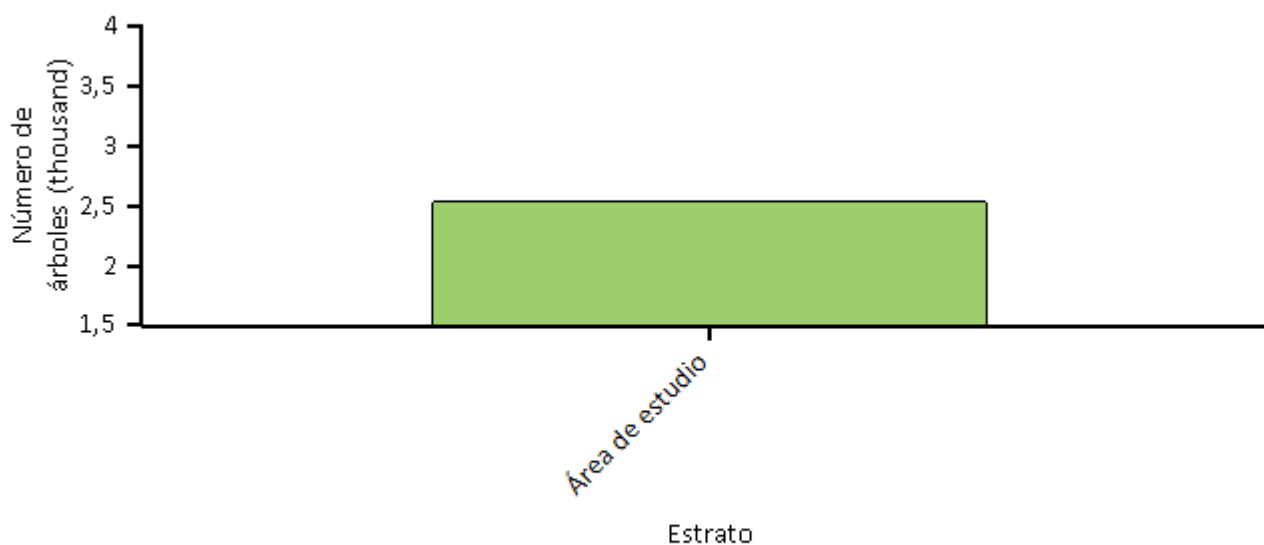


Figura 2. Número de árboles en URJC basico por estrato

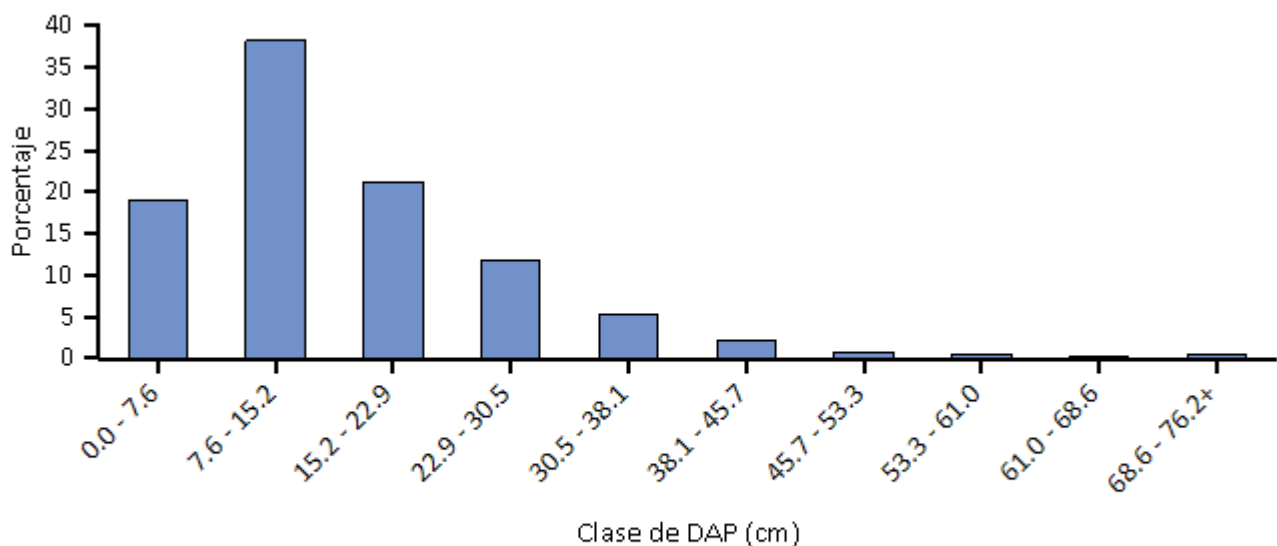


Figura 3. Porcentaje de la población de árboles por clase de diámetro (DAP - diámetro del tronco a 1.37 metros)

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 URJC básico, casi el 26 por ciento de los árboles son especies nativas de Europa. La mayoría de las especies de árboles exóticos tienen un origen de North America (25 por ciento de las especies).

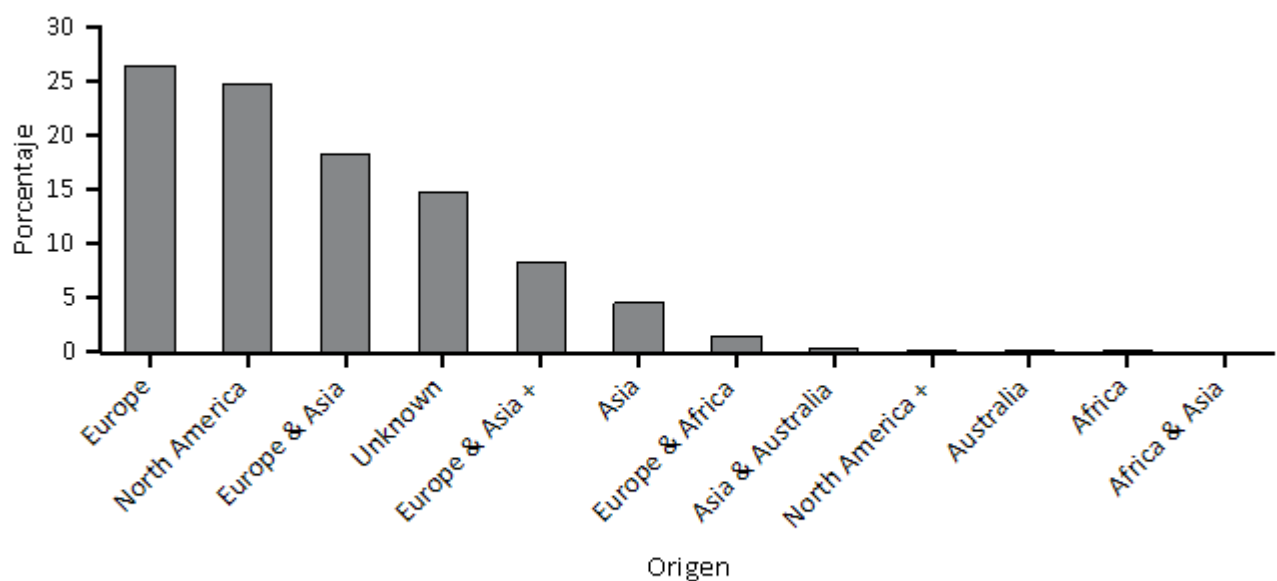


Figura 4. Porcentaje de la población de árboles vivos por área de origen, URJC básico

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 4,733 hectáreas de URJC básico y proporcionan 21,29 hectáreas del área de las hojas.

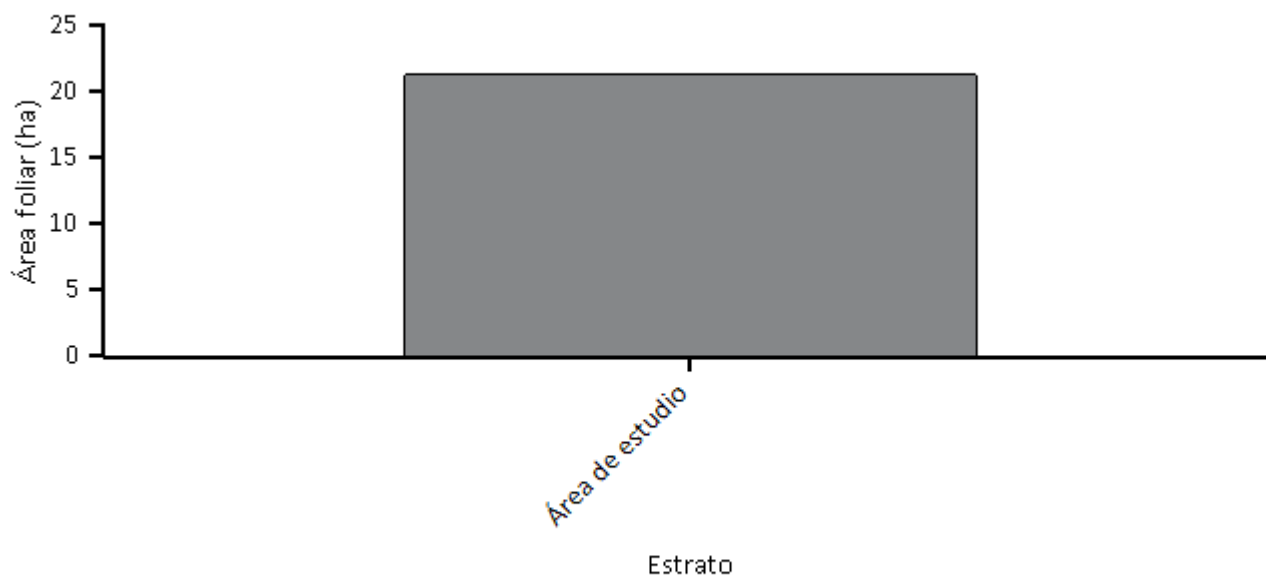


Figura 5. Área de las hojas por estrato, URJC básico

En URJC básico, la especie más dominante en términos de área de las hojas son *Pinus pinea*, *Platanus hybrida*, y *Olea europaea*. 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 URJC básico

<i>Nombre de la especie</i>	<i>Porcentaje población</i>	<i>Porcentaje del área de las hojas</i>	<i>IV</i>
<i>Pinus pinea</i>	20,0	21,9	41,9
<i>Platanus hybrida</i>	11,1	17,5	28,6
<i>Acer negundo</i>	11,1	9,2	20,3
<i>Olea europaea</i>	5,4	14,2	19,6
<i>Robinia pseudoacacia</i>	9,4	6,9	16,3
<i>Ulmus minor</i>	5,6	8,2	13,7
<i>Celtis australis</i>	5,8	5,4	11,2
<i>Populus alba</i>	3,7	2,7	6,4
<i>Prunus pissardii</i>	3,4	1,8	5,2
<i>Prunus dulcis</i>	2,8	1,4	4,2

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

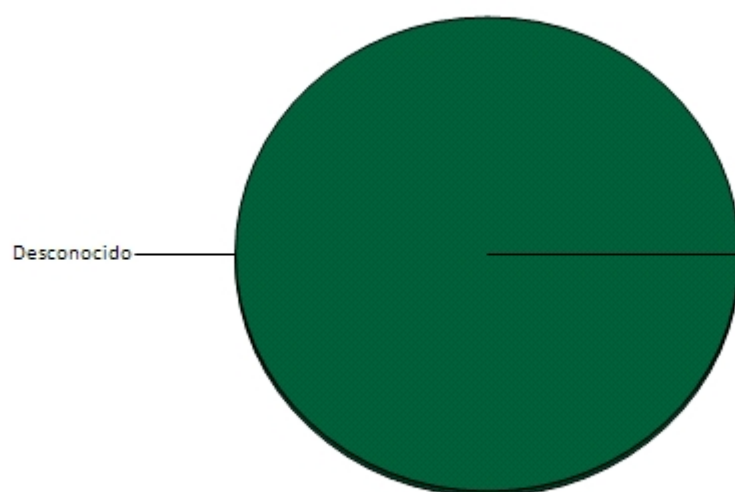


Figura 6. Porcentaje de terreno por clases de cobertura del suelo, URJC basico

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 URJC basico 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 302,5 kilogramos de la contaminación del aire (ozono (O₃), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO₂), material particulado menor a 2.5 micrones (PM_{2.5})², y dióxido de sulfuro (SO₂)) por año con un valor asociado de €53,5 mil (para más detalles ver el Apéndice I).

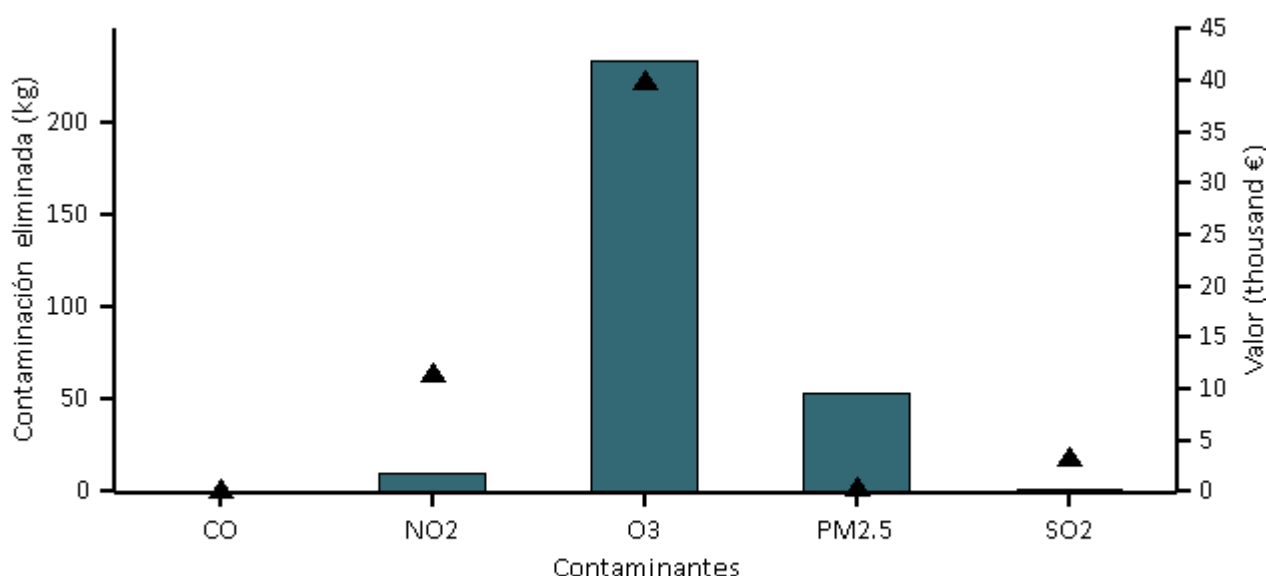


Figura 7. Eliminación anual de la contaminación (puntos) y valor (barras) por árboles urbanos, URJC basico

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 (PM_{2.5}) el cual es una subserie de PM₁₀, PM₁₀ no se incluye en este análisis. PM_{2.5} 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 PM_{2.5} cuando el material particulado se deposita en la superficie de las hojas. Este PM_{2.5} 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 URJC básico emiten aproximadamente 154,8 kilogramos de los compuestos orgánicos volátiles (COV) (76,67 kilogramos de isopreno y 78,13 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. Cincuenta- nueve por ciento de las emisiones de COV del bosque urbano fueron de *Pinus pinea* y *Platanus hybrida*. 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 URJC basico árboles es casi 13,23 tonelada métrica del carbono por año con un valor asociado de €2,13 mil. Para más detalles de los métodos ver el Apéndice I.

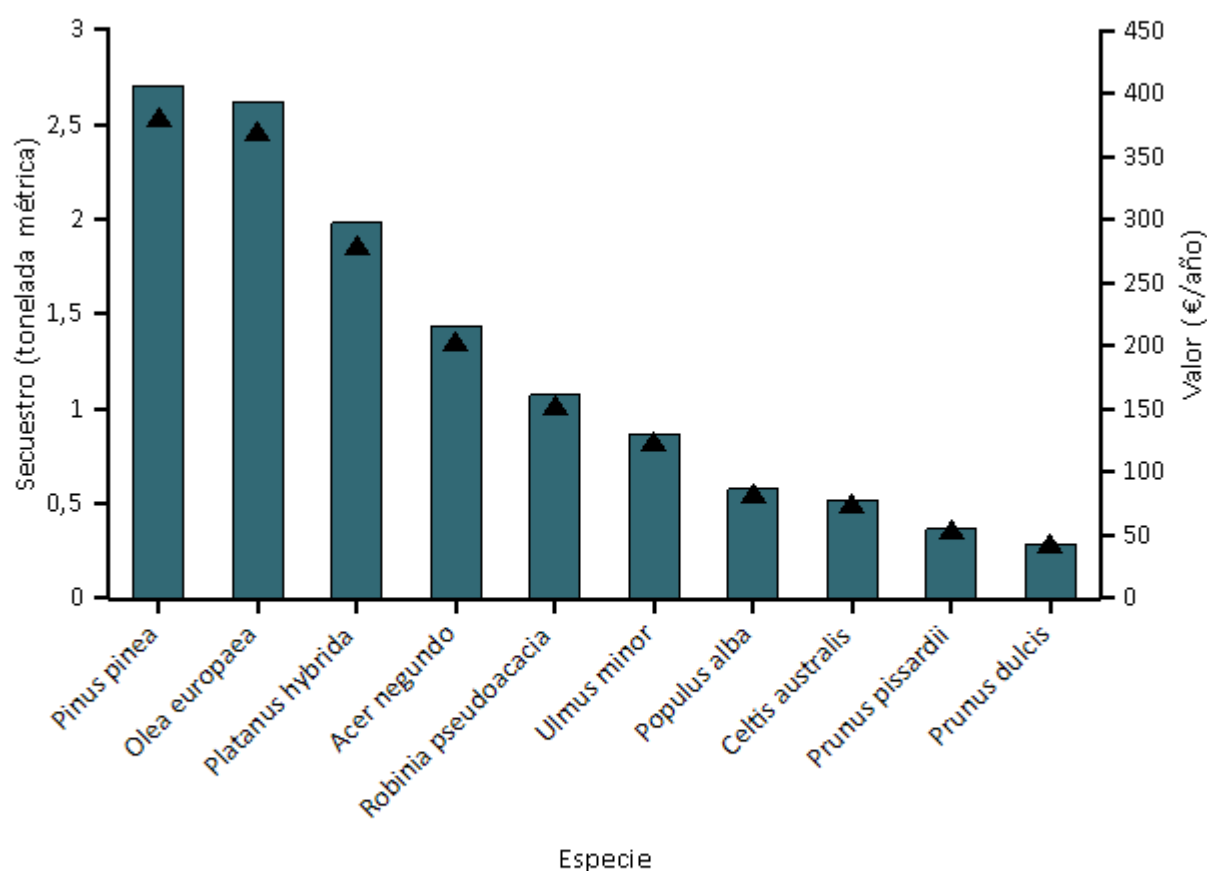


Figura 8. Secuestro bruto anual de carbono (puntos) y valor (barras) calculado para especies de árboles urbanos con el mayor secuestro, URJC basico

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 URJC básico almacenan 215 toneladas de carbono (€34,5 mil). De las especies muestreadas, *Olea europaea* almacena la mayor cantidad de carbono (aproximadamente 34,9% del total de carbono almacenado) y *Pinus pinea* secuestra la mayor cantidad (aproximadamente 19,1% de todo el carbono secuestrado).

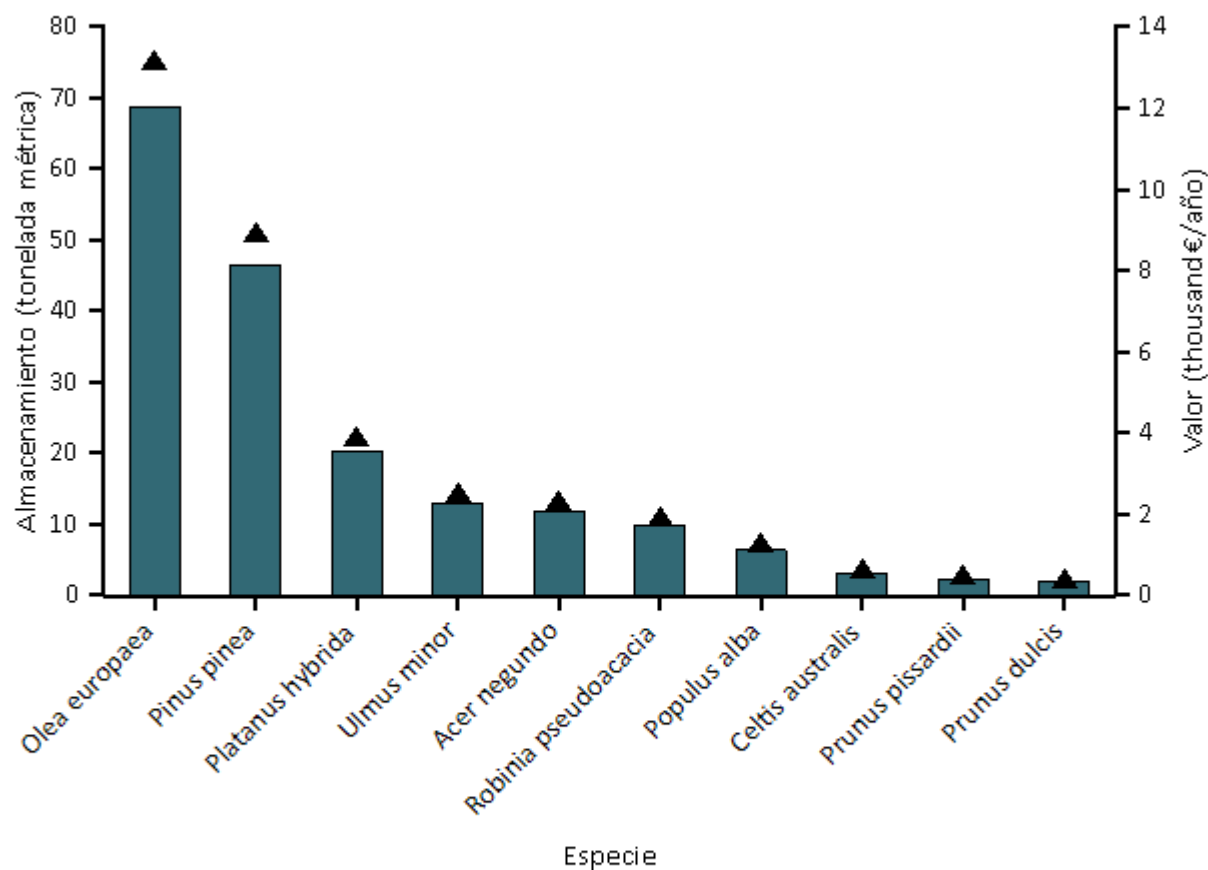


Figura 9. Almacenamiento de carbono calculado (puntos) y valores (barras) para especies de árboles urbanos con el mayor almacenamiento, URJC básico

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 URJC básico producen 35,29 toneladas métricas 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 (tonelada métrica)</i>	<i>Secuestro bruto de carbono (kilogramo/año)</i>	<i>Número de árboles</i>	<i>Área foliar (hectárea)</i>
Pinus pinea	6,74	2.526,71	508	4,66
Olea europaea	6,53	2.449,74	137	3,02
Platanus hybrida	4,94	1.852,68	281	3,73
Acer negundo	3,58	1.342,16	282	1,95
Robinia pseudoacacia	2,67	1.002,21	239	1,47
Ulmus minor	2,16	810,38	141	1,74
Populus alba	1,44	540,83	95	0,57
Celtis australis	1,30	486,85	147	1,15
Prunus pissardii	0,92	344,45	87	0,38
Prunus dulcis	0,72	269,81	70	0,30
Prunus avium	0,51	190,04	51	0,24
Aesculus hippocastanum	0,38	143,61	57	0,31
Morus alba	0,34	127,11	23	0,20
Elaeagnus angustifolia	0,33	123,18	31	0,10
Ligustrum japonicum	0,27	101,16	28	0,13
Liquidambar styraciflua	0,18	65,92	56	0,09
Cercis siliquastrum	0,18	65,69	33	0,11
Quercus ilex ballota	0,16	60,91	20	0,07
Acer rubrum	0,14	52,52	16	0,09
Melia azedarach	0,13	49,02	8	0,09

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 URJC basico ayudan a reducir el esgurrimiento por casi 86,5 metros c3bicos al a1o con un valor asociado de €160 (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 URJC basico, la precipitaci3n anual total en 2015 fue 2,7 cent3metros.

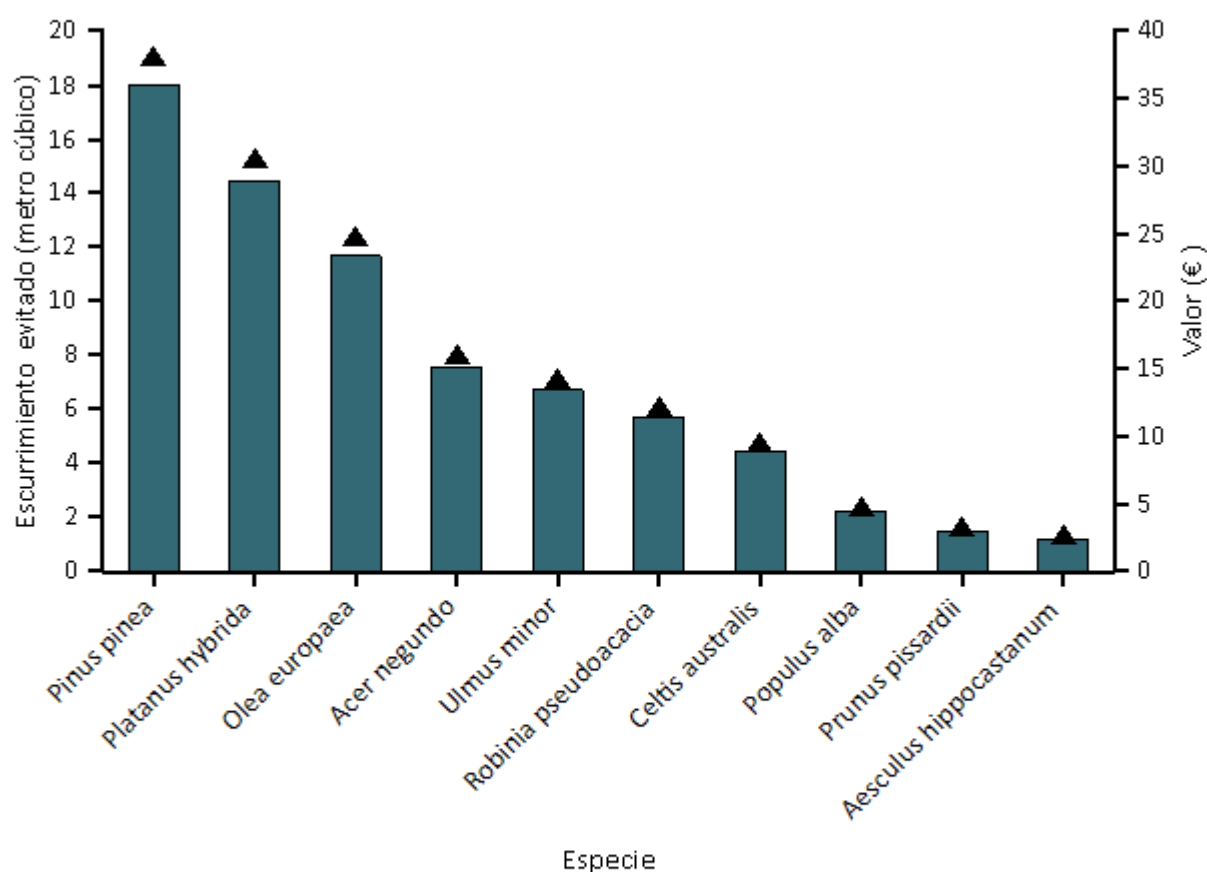


Figura 10. Esgurrimiento evitado (puntos) y valor (barras) para las especies con mayor impacto general en el esgurrimiento URJC basico

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, URJC básico

	<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(€) en gastos de energía residencial durante las temporadas de calefacción y enfriamiento, URJC básico

	<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 €230 por MWH y €19,635757054967 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 URJC basico tienen los siguientes valores estructurales:

- Valor estructural: €1,77 millón
- Almacenamiento de carbono: €34,5 mil

Los árboles urbanos en URJC basico tienen los siguientes valores funcionales anuales:

- Secuestro de carbono: €2,13 mil
- Ecurrimiento evitado: €165
- Eliminación de la contaminación: €53,5 mil
- Costos de la energía y valores de la emisión de carbono: €0

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

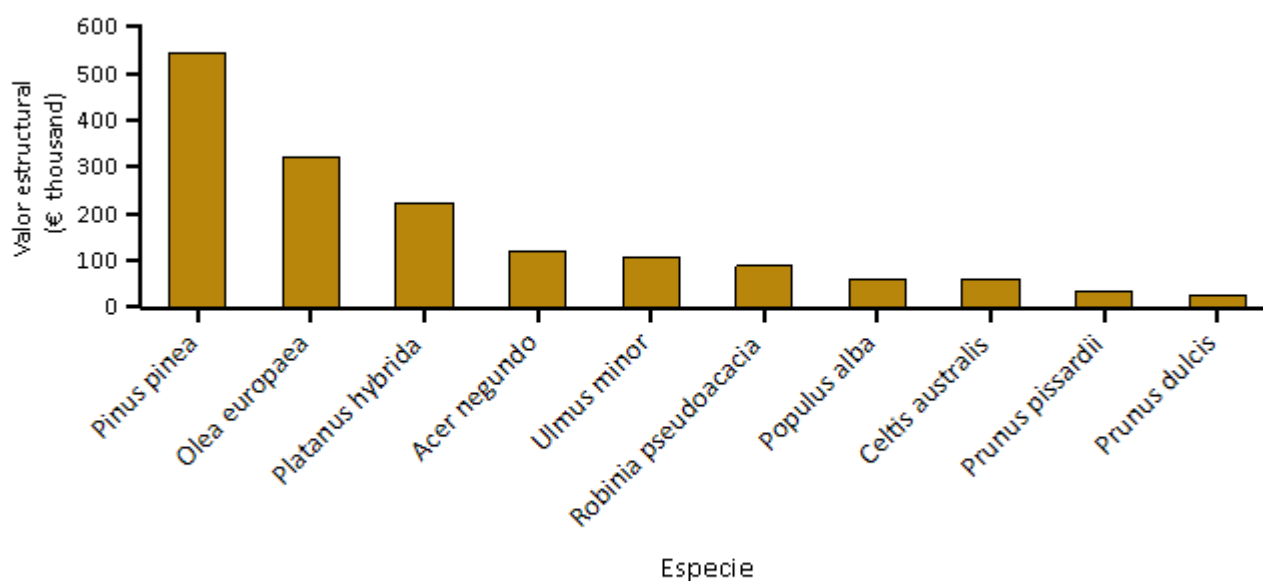


Figura 11. Especies de árboles con el mayor valor estructural, URJC basico

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.

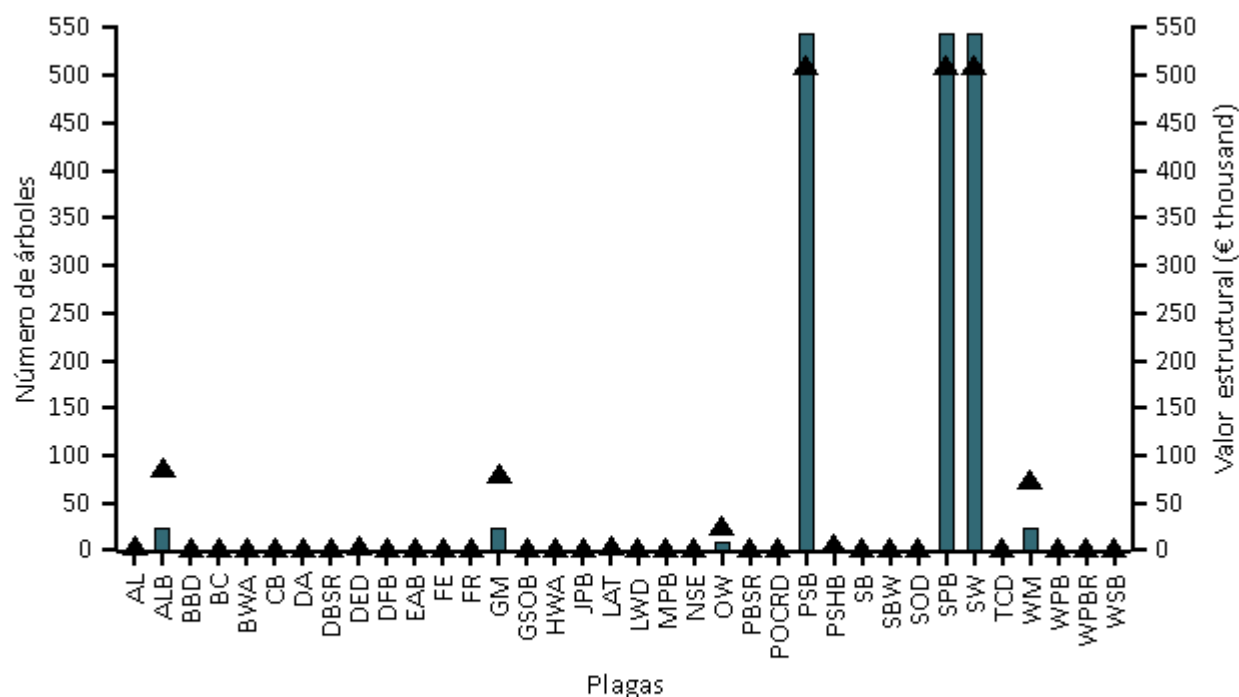


Figura 12. Número de árboles en riesgo (puntos) y valor de compensación relacionado (barras) por posibles plagas, URJC básico

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 0,1 por ciento de la población (€1,93 mil 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 3,4 por ciento del URJC básico bosque urbano, lo cual representa una posible pérdida de €23,3 mil 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 €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 (€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. URJC básico podría posiblemente perder por ciento de sus árboles a

esta plaga (€0 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 (€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 €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. URJC basico podría posiblemente perder el 0,0 por ciento de sus árboles por esta plaga (€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, URJC basico podría perder 0,1 por ciento de sus árboles debido a esta plaga (€285 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 (€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 (€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 URJC basico bosque urbano, lo que representa una pérdida potencial de €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 elliotti y pino taeda. FR tiene el potencial de afectar al 0,0 por ciento de la población (€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 3,1 por ciento de la población, lo cual representa una pérdida potencial de €23,5 mil 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 (€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 (€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 €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 0,1 por ciento del URJC basico bosque urbano, lo cual representa una pérdida potencial de €1,93 mil 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 €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 (€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 (€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 0,9 por ciento del URJC básico bosque urbano, la cual representa una pérdida potencial de €7,95 mil 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. URJC básico podría perder posiblemente el 0,0 por ciento de sus árboles a esta plaga (€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 €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 20,0 por ciento de la población (€544 mil en valor estructural).

El escarabajo barrenador polífago (PSHB) (Universidad de California 2014) es un escarabajo que se detectó por primera vez en California. URJC básico podría posiblemente perder el 0,2 por ciento de sus árboles debido a esta plaga (€576 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 (€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 URJC básico bosque urbano, lo cual representa una pérdida potencial de €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 (€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 20,0 por ciento de la población, lo cual representa una pérdida potencial de €544 mil 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 20,0 por ciento del URJC básico bosque urbano, lo cual representa una pérdida potencial de €544 mil 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 (€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. URJC básico podría posiblemente perder el 2,8 por ciento de sus árboles por esta plaga (€23,4 mil 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 €0 en valor estructural.

Desde su introducción a Estados Unidos en 1900, el mohor 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 (€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 €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 PM2.5 cuando el material particulado se deposita en la superficie de las hojas (Nowak et al 2013). Dicho PM2.5 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 PM2.5 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 PM2.5 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 PM2.5 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 €1.095 por tonelada métrica (monóxido de carbono), €189.724 por tonelada métrica (ozono), €28.343 por tonelada métrica (dióxido de nitrógeno), €10.327 por tonelada métrica (dióxido de sulfuro), €6.585.017 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 €161 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 O_2 (kg/año) = secuestro neto de C (kg/año) $\times 32/12$. 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 €1,90 por m^3 .

Uso de energía de edificios:

Si se recopilaban 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 €230,00 por MWH y €19,64 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 hospedadoras 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 URJC basico 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 URJC basico en 0 días
- Emisiones anuales de carbono (C) de 167 automóviles
- Emisiones anuales de C de 69 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 10 automóviles
- Emisiones anuales de dióxido de nitrógeno de 4 viviendas unifamiliares

La eliminación de dióxido de sulfuro equivale a:

- Emisiones anuales de dióxido de sulfuro de 208 automóviles
- Emisiones anuales de dióxido de carbono de 1 viviendas unifamiliares

El secuestro anual de carbono equivale a:

- Cantidad de carbono emitida en URJC basico 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
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
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
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
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>

- 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-td-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.
- Liebold, 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.; Czabator, 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.