







UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Remoción de contaminantes atmosféricos por el bosque urbano en el valle de Aburrá

Air pollution removal by the urban forest in the Aburra Valley

Maria del Pilar Arroyave-Maya¹ , Martha Isabel Posada-Posada¹ , David J. Nowak² 
y Robert E. Hoehn² 

Arroyave-Maya, M., Posada-Posada, M., Nowak, D. y Hoehn, R. (2019). Remoción de contaminantes atmosféricos por el bosque urbano en el valle de Aburrá. *Colombia Forestal*, 22(1), 5-16.

DOI: <http://dx.doi.org/10.14483/2256201X.13695>

Recepción: 13 de julio de 2018

Aprobación: 29 de octubre de 2018

Resumen

Los bosques urbanos prestan diferentes servicios ecosistémicos, tales como la remoción de contaminantes atmosféricos, la captura de carbono, la regulación hídrica y microclimática, y la oferta de hábitat para la fauna silvestre. Esto mejora la calidad ambiental y el bienestar de la población. En este estudio se analizó la estructura del bosque urbano del valle de Aburrá y se estimó y valoró su aporte a la remoción de contaminantes atmosféricos mediante el software i-Tree Eco. Para esto se establecieron 398 parcelas de muestreo forestal y se utilizó información secundaria sobre las condiciones climáticas y de contaminación. Se encontró un 23% de cobertura arbórea en el área de estudio y una remoción de 228 toneladas de contaminantes por año (valor aproximado de 2.1 millones USD). Finalmente, se recomiendan estrategias para la optimización de este servicio y la creación de mecanismos para compensar la pérdida de coberturas arbóreas.

Palabras clave: calidad del aire, servicios ecosistémicos, silvicultura urbana.

Abstract

Urban forests provide different ecosystem services including air pollution removal, carbon storage and sequestration, microclimate and water regulation, and habitat for wildlife. This results in the improvement of environmental quality and population's welfare. In this study, we evaluated the urban forest structure in the Aburra Valley, and quantified and valued the pollutant removal by urban trees using the "i-Tree" Eco software. We established 398 plots for forest sampling, and used secondary information about climatic conditions and air pollution. Results reveal that there is 23% of tree coverage in the study area, and a pollutant removal of 228 tons per year (2.1 million USD value approximately). Finally, we recommended strategies to optimize the pollutant removal by the urban forest and to create mechanisms for compensation of tree cover loss.

Keywords: air quality, ecosystem services, urban forestry.

1 Universidad EIA. Envigado, Colombia. maria.arroyave@eia.edu.co. Autor para correspondencia.

2 Usda Forest Service Northeastern Research Station 5 Moon Library, Syracuse, NY 13210, USA.

INTRODUCCIÓN

Actualmente el 54% de la población mundial vive en zonas urbanas y se espera que en 2050 alcance el 66% (ONU, 2015). En América Latina, aproximadamente un 80% de la población vivía en zonas urbanas en el año 2010, lo que la convierte en la región más urbanizada del mundo en desarrollo (CEPAL, 2012). En el caso de Colombia, la población urbana representa el 76% y según las proyecciones, se estima que para 2050 la población llegará a 52.6 millones de habitantes, lo que equivale al 86% de la población total (DNP, 2014).

Con el fin de satisfacer las necesidades de esta población creciente, se requiere infraestructura para la vivienda, servicios básicos, industria y transporte. De igual modo, el aumento de la urbanización tiene como consecuencia varios problemas ambientales que afectan negativamente el bienestar y la salud humana. Las ciudades son fuentes de emisión de partículas y de gases contaminantes, monóxido de carbono, ozono y dióxidos de nitrógeno y azufre, que afectan la calidad del aire, así como gases de efecto invernadero que afectan el clima de la Tierra, dióxido de carbono y otros (Grimm *et al.*, 2008).

La contaminación del aire es un gran riesgo para la salud humana. En 2016, el 91% de la población mundial vivía en lugares donde no se cumplían los límites máximos de concentración de contaminantes del aire definidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2018). Esta situación produce un aumento de enfermedades cardíacas, respiratorias y de cáncer de pulmón (Kampa y Castanas, 2008; Calderón-Garcidueñas y Villarreal-Ríos, 2017). Se calcula que tres millones de personas mueren cada año por la contaminación del aire exterior urbana, más de la mitad en países en desarrollo, según la OMS (2016). Aproximadamente el 3% de las muertes por afectaciones cardiopulmonares y el 5% de las muertes por cáncer de pulmón son atribuibles a material particulado (Cohen *et al.*, 2004).

En muchas ciudades colombianas hay altos niveles de contaminación que deterioran la salud pública y la calidad de vida de sus ciudadanos (IDEAM, 2016). En el valle de Aburrá, específicamente, se ha demostrado que los niveles de calidad del aire son perjudiciales para los habitantes metropolitanos (Gaviria, Benavides y Tangarife, 2011). Los registros de la red de monitoreo de la calidad del aire (Redaire) reportan que las partículas menores de 2.5 micrómetros ($PM_{2.5}$) y ozono (O_3) son los principales contaminantes responsables de generar un número creciente de episodios agudos de contaminación del aire en la región metropolitana del valle de Aburrá (AMVA, 2015).

Durante varios días de los años 2016, 2017 y 2018, en el valle de Aburrá se generaron episodios críticos de contaminación atmosférica asociados principalmente a las altas concentraciones de $PM_{2.5}$ (figura 1), lo que provocó alertas naranjas y rojas fase I (AMVA, 2016; SIATA, 2018). Por esta razón, las autoridades tuvieron que tomar medidas, como la restricción de la movilidad de los vehículos, con el fin de reducir las emisiones de contaminantes y evitar así impactos severos para la salud de la población, siguiendo el protocolo del Plan Operacional para enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica —Poeca— (AMVA, 2016). Es importante, por lo tanto, plantear diferentes estrategias para contribuir al mejoramiento de las condiciones de calidad de aire.

De acuerdo con Baró *et al.* (2014) y Willis y Petrokofsky (2017), el aumento de la cobertura arbórea en las ciudades puede mejorar la calidad ambiental y, por ende, el bienestar de la población urbana. Sin embargo, los árboles deben ser plantados y manejados estratégicamente para alcanzar esos objetivos (Bodnaruk *et al.*, 2017).

El bosque urbano se define como la red o sistema que comprende el arbolado, los grupos de árboles y los árboles individuales ubicados en las áreas urbanas y periurbanas (FAO, 2016). Como ecosistema, tiene el potencial de ofrecer diferentes tipos de servicios (culturales, de provisión, regulación, soporte y hábitat) que aumentan el bienestar

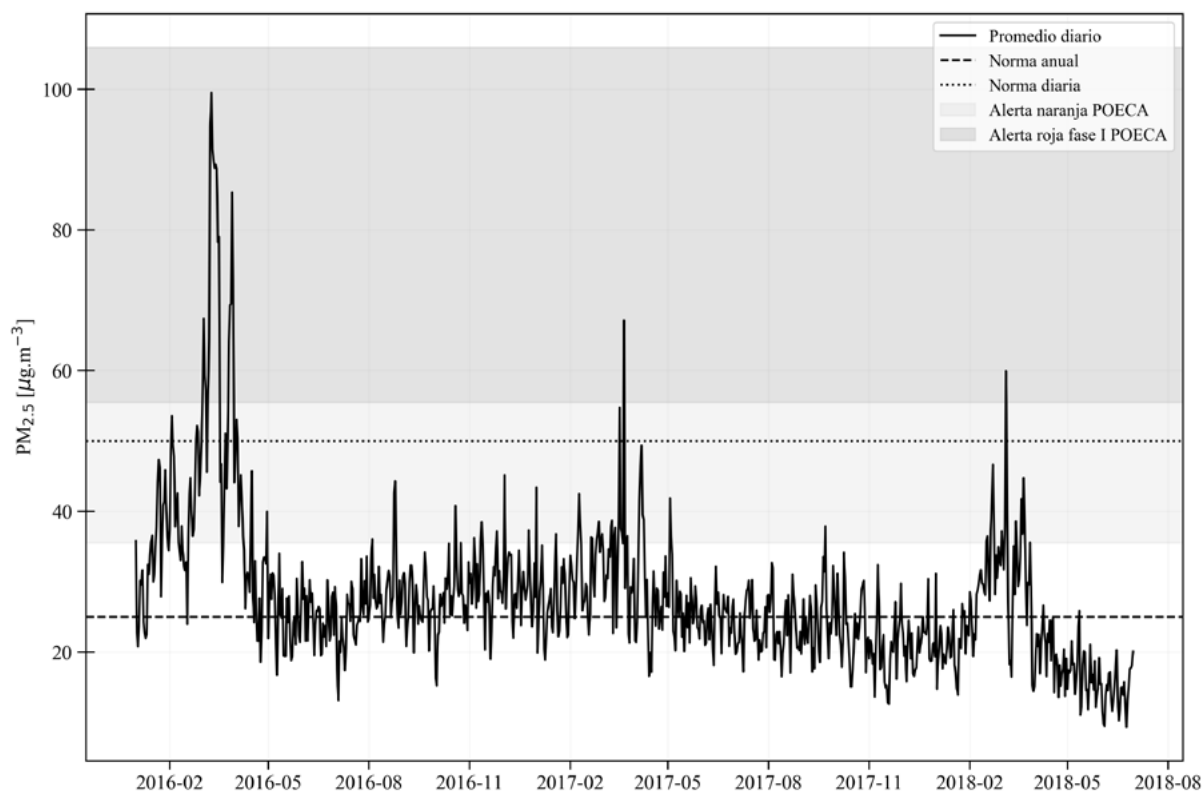


Figura 1. Comportamiento de los promedios diarios de las concentraciones de $PM_{2.5}$ en el valle de Aburrá en el período comprendido entre enero de 2016 y junio de 2018, con referencia al nivel máximo permisible de $PM_{2.5}$ diario (24 horas) y anual a nivel nacional según la Resolución 2254 de 2017 (MADS, 2017) y los rangos establecidos en el Protocolo del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica en la jurisdicción del Área Metropolitana del valle de Aburrá —Poeca— (AMVA, 2016). Fuente: elaboración propia con datos tomados del SIATA (2018).

de la población y la resiliencia de las ciudades (Gómez-Baggethun *et al.*, 2013). Entre ellos se pueden resaltar: el mejoramiento de la calidad del aire (Nowak, Crane y Stevens, 2006), la reducción de la radiación solar y la temperatura (Armson, Rahman y Ennos, 2013), la captura de carbono (Reynolds, Escobedo, Clerici y Zea-Camaño, 2017) y la conservación de la biodiversidad (Dobbs, Eleuterio, Amaya, Montoya y Kendaly, 2018). Los servicios de los bosques urbanos han sido cuantificados y valorados en diferentes ciudades del mundo (Yang, McBride, Zhou y Sun, 2005; McNeil y Vava, 2006; Nowak *et al.*, 2008; Baró *et al.*, 2014; Rogers, Sacre, Goodenough y Doick, 2015).

No obstante, en Colombia, e incluso en América Latina, hay muy pocos estudios que evalúen estos servicios ecosistémicos (Escobedo *et al.*, 2008; Reynolds *et al.*, 2017). El objetivo de esta investigación fue estimar y valorar la remoción de contaminantes atmosféricos por parte del bosque urbano en el valle de Aburrá, Colombia, y proporcionar estrategias de manejo para optimizar este servicio. La metodología utilizada y los resultados obtenidos en este estudio pueden aplicarse en otras ciudades de Latinoamérica, lo que contribuirá a aumentar la adaptación de las urbes al cambio ambiental global.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la zona urbana del valle de Aburrá (figura 2), la cual tiene una extensión de 192.7 km² y una población que alcanza más de 3.5 millones de habitantes (Horbath, 2016). Incluye 10 municipios, uno de ellos Medellín, la segunda ciudad más grande de Colombia. Se ubica en la cordillera central andina entre los 1300 y los 1800 m de altitud, a los 6°15'N, 75°36'O; la temperatura promedio anual es de 17 °C en las partes altas de las laderas y entre 20 °C y 24 °C en las partes bajas del valle; la precipitación fluctúa entre 1400 mm.año⁻¹ en la parte central y 2800 mm.año⁻¹ en la parte norte (Universidad Nacional de Colombia, Área Metropolitana del valle de Aburrá, Cornare y Corantioquia, 2007).

Establecimiento y medición de las parcelas de muestreo

Para la estimación de la remoción de contaminantes se requirió analizar algunas variables de los árboles que hacen parte del bosque urbano. Para esto se empleó un muestreo al azar del componente forestal utilizando un mapa de coberturas del suelo generado con un proceso de clasificación supervisada sobre una imagen satelital con resolución de 50 cm de la zona urbana del valle de Aburrá. Las parcelas se ubicaron en la capa de información de la cobertura arbórea, es decir, la vegetación arbórea existente en el área urbana asociada a parques, plazas, vías, cuerpos de agua, cerros, entre otros, tal y como se ilustra en la figura 2. Sobre esta capa de información se distribuyeron 398 parcelas circulares de 400 m² cada una, utilizando un generador aleatorio de coordenadas por medio de un sistema de información geográfica. Posteriormente, se obtuvieron los mapas con la ubicación espacial de cada una de las parcelas. El trabajo de campo se llevó a cabo entre septiembre y noviembre de 2015. Las

parcelas se localizaron utilizando un GPS y los mapas que contenían la posición exacta del centro de las parcelas.

En términos generales, el número de parcelas para los proyectos de i-Tree Eco es de 200 (USDA Forest Service, 2013). Casi se duplicó este valor en el proyecto por la gran extensión del valle. Las parcelas se ubicaron tanto en zonas públicas como privadas. En el proceso de caracterización de las parcelas y de la vegetación existente en cada una, se siguió el protocolo descrito en el Manual de i-Tree Eco (USDA Forest Service, 2013). La información recolectada en campo para cada parcela fue la siguiente: dirección; coordenadas geográficas del centro de la parcela; objeto de referencia (un elemento fijo sobre el territorio que permita la ubicación posterior de la parcela) y distancia del centro de la parcela a este; usos del suelo dentro de la parcela y su porcentaje; porcentaje de cobertura arbórea, porcentaje de cobertura arbustiva; porcentaje de espacio potencialmente plantable (que tiene posibilidades de plantar árboles) y la cobertura del suelo (piso duro, grama, agua).

La información registrada en campo para cada uno de los individuos arbóreos ubicados dentro de la parcela fue la siguiente: especie, diámetro a la altura del pecho (DAP), altura total, altura hasta la copa viva, altura a la base de copa, amplitud de copa, porcentaje de la copa con ramas secas o muertas, porcentaje de superficie impermeable debajo de la copa y afectaciones mecánicas y fitosanitarias. En el caso de no encontrarse la especie en el modelo, se recopiló la información secundaria disponible en la literatura sobre la tasa de crecimiento, la permanencia de las hojas (perennifolio, semicaducifolio, caducifolio), la longevidad y el continente de origen. Esta información se envió al Servicio Forestal, con el fin de que fuera incorporada en el modelo.

Con base en la información registrada en las parcelas se identificaron las especies más abundantes y se estimó el índice de valor de importancia —IVI— (suma de la abundancia, área basal y frecuencia relativa de cada especie), la estructura

diamétrica y el porcentaje de individuos con deterioro de copa superior al 20%.

Remoción de contaminantes

La estimación de la remoción de contaminantes se realizó mediante el modelo i-Tree Eco v 5.0.9 (USDA Forest Service, 2013), que requiere la información de los árboles, de la calidad del aire y del clima durante un año completo del área de estudio. Los datos de contaminación fueron proporcionados por la red de calidad del aire en el valle de Aburrá (Redaire). Se utilizaron los datos de concentración horaria para monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), dióxido de nitrógeno (NO₂), material particulado inferior a 2.5 μm (PM_{2.5}) y material particulado inferior a 10 μm (PM₁₀) durante el año 2014. Dado que el valle de Aburrá tiene diferentes condiciones de calidad del aire entre las regiones norte, media y sur, se evaluaron tres proyectos separadamente, cada uno con la información de la estación más representativa de cada zona. Posteriormente, se agregaron los resultados de las tres zonas para obtener los resultados para todo el valle.

La información de la precipitación del año 2014 fue proporcionada por el IDEAM de la estación del aeropuerto Olaya Herrera de la ciudad de Medellín. Los datos de temperatura del aire, dirección del viento y velocidad del viento, para el año 2014, fueron proporcionados por Redaire.

Una vez recopilada la información de campo, se procedió a ingresarla a la plataforma que el Servicio Forestal de EE. UU. tiene disponible en línea y se envió para su procesamiento. Luego, se recibió el reporte con los resultados.

El modelo i-Tree Eco estima la captura de los contaminantes y su valor monetario asociado, así como el mejoramiento de la calidad del aire por parte del bosque urbano. El flujo de contaminantes (F , en $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\text{ s}^{-1}$) se estima como $F = V_d * C$, donde V_d es la velocidad de deposición en ms^{-1} y C es la concentración de contaminante (en $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)³.

³ Para más detalles sobre los cálculos del modelo véase Nowak y Crane (2000), Nowak (2006) y Nowak et al. (2008)

El valor monetario asociado es estimado con base en los valores medios de las externalidades en EE. UU. para cada tonelada de contaminante.

Para determinar la contribución relativa del bosque urbano al mejoramiento de la calidad del aire, se compararon los valores de las emisiones de contaminantes con los de remoción por parte de los árboles urbanos. Las emisiones se obtuvieron de los informes de la Autoridad del Área Metropolitana (AMVA, 2017a) las cuales correspondieron al año 2015, debido a que las de 2014 no estaban disponibles.

Estrategias de manejo

Con el fin de proponer las estrategias de manejo que propendan por la optimización de la remoción de contaminantes por parte del bosque urbano, se recopiló y analizó la información reportada en diferentes estudios sobre el tema. Posteriormente, se discutieron las opciones más pertinentes para el valle de Aburrá.

RESULTADOS

Características estructurales del bosque urbano

Se encontró que la cobertura arbórea representó el 23.3% de la zona urbana, con una densidad de 133 árboles.ha⁻¹ y un número aproximado de 688 000 árboles. Las especies con mayor IVI son el eucalipto (*Eucalyptus saligna* Sm.), el urapán (*Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh.) y el mango (*Mangifera indica* L). La estructura diamétrica tuvo forma de "J" invertida, con un mayor porcentaje de individuos en las clases diamétricas menores, porcentaje que disminuye a medida que se incrementa el diámetro, hasta quedar solo unos pocos en las clases mayores. Con relación a la evaluación del estado fitosanitario, se encontró que un 5.1% del total de los árboles presentó un porcentaje de deterioro de la copa mayor al 20%.

Remoción de contaminantes

Se estimó una remoción total de 228 t anuales de contaminantes atmosféricos, donde 12.3 t corresponde a monóxido de carbono (CO), 49.1 t a dióxidos de nitrógeno (NO₂), 32.1 t a PM_{2.5}, 60.4 t a PM₁₀ y 74.3 t a ozono (O₃). Sin embargo, los datos de CO y PM_{2.5} pueden estar subestimados, dado que de la estación del norte del valle de Aburrá no se obtuvo reportes de estos contaminantes.

Las emisiones de contaminantes en el valle de Aburrá reportadas por la autoridad del Área Metropolitana (AMVA, 2017a) durante el año 2015 se presentan en la [tabla 1](#), en la que además se diferencian las emisiones de cada fuente (móviles y fijas) y la proporción de la eliminación de cada contaminante por el bosque urbano. En esta tabla

no se incluye el ozono, pues, aunque se estimó su remoción, las emisiones no se reportaron en los informes de la autoridad ambiental del valle de Aburrá. Los valores monetarios correspondientes a la eliminación de contaminantes se presentan en la [tabla 2](#).

DISCUSIÓN

La contribución del bosque urbano del valle de Aburrá a la eliminación de emisiones de material particulado es superior a la de contaminantes gaseosos (NO₂ y CO). Si se consideran solo las emisiones industriales de PM_{2.5}, la eliminación por el bosque urbano equivale al 9.3%, un valor significativo, especialmente porque este contaminante

Tabla 1. Proporción de la remoción de contaminantes por el bosque urbano comparado con las emisiones en el valle de Aburrá en el año 2015.

Variable	Contaminante			
	CO	NO ₂	PM _{2.5}	PM ₁₀
Remoción bosque urbano (t.año ⁻¹)	12.3	49.1	32.1	60.40
Emisiones de fuentes móviles (t.año ⁻¹)	145 552	14 293	1508	*
Contribución a la remoción del bosque urbano (%)	0.01	0.34	2.13	*
Emisiones de fuentes fijas (t.año ⁻¹)	3213	2979	345	1166
Contribución a la remoción del bosque urbano (%)	0.38	1.65	9.30	5.18
Total de emisiones (t.año ⁻¹)	148 766	17 272	1852	1166
Contribución a la remoción del bosque urbano sobre el total de emisiones (%)	0.01	0.28	1.73	5.18

*Datos no disponibles. Los datos de las emisiones fueron obtenidos de [AMVA \(2017\)](#).

Tabla 2. Valor monetario de la remoción de contaminantes por el bosque urbano para el año 2015.

Contaminante	Valor/ton * (US\$)	Valor total (US\$)	Porcentaje del valor económico total (%)
CO	1619	19 914	0.9%
NO ₂	11 397	559 593	26.3%
O ₃	11 397	846 797	39.8%
PM _{2.5}	7609	244 249	11.5%
PM ₁₀	7609	459 584	21.6%
Total		2130 136	100%

*El valor monetario es estimado en i-Tree Eco con base en los valores medios de las externalidades para cada tonelada de contaminante.

tiene efectos altamente deletéreos para la salud humana. Similarmente para el PM_{10} , la remoción del 5.18% de las emisiones de las fuentes fijas puede considerarse una contribución importante.

En la [tabla 3](#) se presenta una comparación del número de árboles y de la remoción de contaminantes atmosféricos del bosque urbano en diferentes ciudades del mundo en las que se aplicó el modelo i-Tree Eco. En contraste con el valle de Aburrá se encuentran algunos valores similares, por ejemplo, San Francisco tiene 668 000 árboles y la remoción de contaminantes es de 276 t ([Nowak et al., 2006](#)).

De cualquier modo, dado que hay varios factores que afectan la remoción de contaminantes por los bosques urbanos, se debe tener precaución al analizar los datos. Por ejemplo, según el estudio de [Baró et al. \(2014\)](#) Barcelona tiene 1 419 823 árboles (2.1 veces más que el valle de Aburrá), pero la eliminación de la contaminación es de 305 t (1.3 veces más que el valle de Aburrá). Esto se debe probablemente a la mayor concentración de contaminantes en nuestra área de estudio, a las condiciones climáticas o a las características de los árboles, como el área foliar y la permanencia de las hojas a lo largo del año. Aunque el valle de Aburrá está ubicado en la zona tropical, donde no se presentan estaciones climáticas con diferencias

marcadas en la temperatura como en las zonas templadas, es necesario aclarar que sí se presentan estaciones con variación en los regímenes de lluvias y algunas especies son caducifolias durante la época seca.

Ahora bien, en la [tabla 3](#) se observa que algunas ciudades tienen menor cobertura arbórea y mayor número de árboles (Londres) que otras (San Francisco y Edimburgo). Esto se puede explicar por la existencia de masas arbóreas de alta densidad, que probablemente correspondan a remanentes de bosque natural. La remoción de contaminantes depende de la concentración de contaminantes, las condiciones climáticas y las características de las especies. Por tal razón, la comparación de los valores de remoción entre diferentes sitios debe tener en consideración tales factores.

El manejo de los bosques urbanos ha sido reconocido como una opción viable para contribuir al mejoramiento de la calidad del aire ([Nowak, 2006](#); [Escobedo et al., 2008](#); [Yang et al., 2015](#)). En cambio, [Setälä, Viippola, Rantalainen, Pennanen y Yli-Pelkonen \(2013\)](#) encontraron que la contribución es muy marginal para el sitio específico evaluado en su estudio (dos ciudades en Finlandia). Específicamente en el valle de Aburrá, el incremento de los espacios verdes y del arbolado urbano, junto con estrategias como el control de

Tabla 3. Comparación de los servicios ecosistémicos del bosque urbano en diferentes ciudades del mundo

Ciudad	Número de árboles	Cobertura arbórea (%)	Remoción de contaminantes (t.año ⁻¹)	Referencia
Londres, UK	8421 000	14	2241	Rogers et al. (2015)
New York, EE.UU.	5212 000	21	1790	Nowak et al. (2006)
Beijing, China	2383 000	16	1261	Yang et al. (2005)
Oakville, Canadá	2000 000	28	113	McNeil y Vava (2006)
Washington, EE.UU.	1928 000	35	558	Nowak et al. (2006)
Barcelona, España	1419 823	25	305	Baró et al. (2014)
Boston, EE.UU.	1183 000	29	272	Nowak et al. (2006)
Syracuse, EE.UU.	876 000	27	99	Nowak et al. (2006)
San Francisco, EE.UU.	668 000	16	276	Nowak et al. (2006)
Edimburgo, UK	600 000	17	100	Rogers et al. (2015)
Valle de Aburrá, Colombia	687 867	23	228	Este estudio

emisiones contaminantes a vehículos e industrias y el uso de transporte masivo y combustibles limpios están incluidos en el Plan Integral de Gestión de Contaminación del Aire —Pigeca— (AMVA, 2017c). Aun así, algunas consideraciones en la selección de las especies y en el diseño de la vegetación deben tenerse en cuenta para ese propósito.

El primer paso es la selección de las especies con mayor potencial para la remoción de contaminantes atmosféricos. Algunas características morfológicas y fisiológicas de las plantas permitirán que algunas especies cumplan esta función mejor que otras (Grote *et al.*, 2016). Entre los rasgos morfológicos se encuentran la mayor densidad de copa de los árboles y la permanencia del follaje a lo largo del año (Nowak, 2008; Grote *et al.*, 2016) las superficies foliares ásperas y rugosas con presencia de ceras y pubescencia (Nowak, 2008; Weerakkody, Dover, Mitchell y Reiling, 2018).

Es importante también considerar la resistencia de las plantas a la contaminación y la eficacia de los mecanismos de defensa de las hojas: si las plantas no están sanas, disminuyen la capacidad de prestar sus beneficios. Un método utilizado para este fin es el cálculo del índice de tolerancia a la contaminación atmosférica (Apti), que mide la clorofila, el ácido ascórbico, el contenido de agua y el pH de las hojas (Prajapati y Tripathi, 2008; Zhang *et al.*, 2016).

Además de la selección de especies, es importante considerar el diseño florístico, es decir, el patrón de la plantación de los árboles en el espacio, de tal manera que se optimicen los servicios ecosistémicos (Bodnaruk *et al.*, 2017; Janhäll, 2015). En ese sentido, algunos diseños tendrán efectos benéficos, mientras que otros serán nocivos, aunque esto depende de la escala espacial (nacional, municipal o local). Vos, Maiheu, Vankerkom y Janssen (2013) dan un ejemplo a escala local, reportan que los árboles urbanos y que forman túneles a lo largo de vías estrechas pueden dar lugar a una mayor concentración de contaminantes, en particular para contaminantes relacionados con el tráfico vehicular, como el

dióxido de nitrógeno y el monóxido de carbono. Esto puede ocurrir por la obstrucción del flujo del viento, y la consiguiente reducción de la ventilación, que permite el escape de los contaminantes hacia la atmósfera exterior.

Por otro lado, el estudio de Maher, Ahmed, Davison, Karloukovski y Clarke (2013) reportó que las franjas de árboles a lo largo de las vías pueden reducir los niveles de material particulado dentro de las viviendas cercanas a la vías en más del 50%. Los análisis de microscopía electrónica muestran que las partículas capturadas por las hojas se concentran en aglomeraciones alrededor de la pubescencia de las hojas y dentro de la microtopografía foliar (Maher *et al.*, 2013).

En una revisión del estado del arte sobre la vegetación urbana y la contaminación del aire por material particulado, Janhäll (2015) concluye que el establecimiento de árboles grandes y de copas densas en las vías reduce la dispersión a las capas superiores de la atmósfera, por este motivo, aumentan los niveles locales de contaminación atmosférica, mientras que la vegetación baja cercana a las fuentes puede mejorar la calidad del aire aumentando la deposición. Las barreras de vegetación deben ser lo suficientemente densas como para ofrecer una mayor área superficial de deposición y suficientemente porosas para permitir la penetración, en lugar de una deflexión de la corriente de aire por encima de la barrera.

En cuanto a las políticas y normas ambientales, la plantación de árboles no se incluye comúnmente como una de las estrategias para mejorar la calidad del aire en las ciudades. A pesar de esto, hay algunos buenos ejemplos que ameritan ser mencionados.

Como parte de un plan de reducción de la contaminación atmosférica, el gobierno de Santiago (Chile) definió como política ambiental utilizar los bosques urbanos con este objetivo. Los resultados revelan que la relación costo beneficio del manejo de los bosques urbanos para disminuir PM_{10} fue similar a otras políticas de control como los combustibles alternativos (Escobedo *et al.*, 2008).

Además, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos —EPA, por sus siglas en inglés— recomienda la implementación de medidas emergentes, tales como la plantación estratégica de árboles, como un medio para ayudar a cumplir los estándares de calidad del aire (Nowak, 2006).

En el valle de Aburrá, el Acuerdo 19 de 2017 (AMVA, 2017b) adopta lineamientos y determinaciones para la gestión del espacio público verde urbano. El acuerdo tiene en cuenta el valor económico de los servicios ecosistémicos proporcionados por los árboles urbanos para la estimación del valor compensatorio por la tala de árboles; en este se propone como nueva opción de compensación el pago del valor monetario de los árboles, con el fin de crear un fondo verde que se utilizará para la plantación y el cuidado del bosque urbano y las zonas verdes. Consideramos que el valor monetario asociado a la remoción de contaminantes del aire puede ser usado para estimar ese valor. Desde luego, se deben realizar varios ajustes de acuerdo con las condiciones de Colombia y estimar del valor unitario para cada árbol, lo que está fuera del alcance de este estudio.

Del mismo modo, la participación y el compromiso de la comunidad puede contribuir a mantener, o incluso aumentar, la cobertura arbórea y, por ende, los beneficios del bosque urbano. Una opción es establecer esquemas de pago de servicios ambientales para compensar la huella de las emisiones de contaminantes, ya sea para personas individuales o para industrias. Una muestra de los mecanismos ya aplicados en Colombia en las zonas rurales es la estrategia conocida como BanCO₂, en ella los propietarios (generalmente campesinos) reciben dinero por mantener los bosques naturales intactos para la captura de carbono (BanCO₂, 2018). Esos pagos son hechos por personas o industrias que desean compensar su huella de carbono. Para las áreas urbanas, se propone establecer estrategias similares para preservar, establecer y mantener los bosques urbanos dentro de las ciudades, como medida de compensación a las emisiones de contaminantes atmosféricos.

CONCLUSIÓN

El bosque urbano en el valle de Aburrá remueve aproximadamente 228 t de contaminantes atmosféricos al año, lo que equivale a un valor monetario de \$2 130 136 USD. Con el fin de optimizar este servicio ecosistémico, se requiere seleccionar las especies arbóreas con las características que faciliten la remoción (copa densa, follaje permanente, alta área foliar, superficies foliares cerosas y pubescentes) y los diseños florísticos en los que se constituya una barrera lateral densa y porosa, y que a su vez permita la dispersión vertical de los contaminantes. También es importante vincular la planificación urbana, las regulaciones ambientales y las políticas públicas con la silvicultura urbana, con el fin de proporcionar herramientas adicionales para mejorar la calidad ambiental. Estos esfuerzos contribuirán a la sostenibilidad y la resiliencia de la ciudad, lo que mejorarán las condiciones ambientales y la calidad de vida de la población. Se recomienda avanzar en el conocimiento de las especies que tengan los rasgos funcionales asociados a este servicio y que, además, toleren la contaminación del aire, dado que el estado de salud del árbol repercute en el cumplimiento de sus funciones.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (COLCIENCIAS) por la cofinanciación del proyecto, al Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) y a la Red de Calidad de aire (Redaire) por el suministro de la información climática y de calidad del aire.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Los autores son los únicos responsables de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS

- Área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA)** (2015). *Desarrollo de una estrategia ambiental integrada para una movilidad sustentable en el área metropolitana del valle de Aburrá*. Medellín.
- Área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA)** (2016). *Acuerdo Metropolitano n.º 15*. Recuperado de <http://www.metropol.gov.co>
- Área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA)** (2017a). *Actualización inventario de emisiones atmosféricas del valle de Aburrá. Año 2015*. Recuperado de <http://www.metropol.gov.co>
- Área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA)** (2017b). *Acuerdo Metropolitano n.º 19*. Recuperado de <http://www.metropol.gov.co>
- Área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA)** (2017c). *Plan integral de gestión de contaminación del aire*. Recuperado de <http://www.calidaddelaire.co/pigeca.php>
- Armson, D., Rahman, M. A. y Ennos, A. R.** (2013). A Comparison of the Shading Effectiveness of Five Different Street Tree Species in Manchester, Uk. *Arboriculture & Urban Forestry*, 39(4), 157-164. Recuperado de <http://joa.isa-arbor.com/request.asp?journalid=1&articleid=3278&type=2>
- Banco2** (2018). *Banco2 Servicios Ambientales Comunitarios*. Recuperado de <http://www.banco2.com/>
- Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D. J. y Terradas, J.** (2014). Contribution of Ecosystem Services to Air Quality and Climate Change Mitigation Policies: The Case of Urban Forests in Barcelona, Spain. *Ambio*, 43(4), 466-479. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0507-x>
- Bodnaruk, E. W., Kroll, C. N., Yang, Y., Hirabayashi, S., Nowak, D. J. y Endreny, T. A.** (2017). Where to Plant Urban Trees? A Spatially Explicit Methodology to Explore Ecosystem Service Tradeoffs. *Landscape and Urban Planning*, 157, 457-467. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.08.016>
- Calderón-Garcidueñas, L. y Villarreal-Ríos, R.** (2017). Living Close to Heavy Traffic Roads, Air Pollution, and Dementia. *The Lancet*, 389(10070), 675-677. DOI: [https://doi.org/10.1016/s0140-6736\(16\)32596-x](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(16)32596-x)
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe (Cepal)** (2012). *Población, territorio y desarrollo sostenible*. Santiago, Chile. Recuperado de https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/22425/1/s2012034_es.pdf
- Cohen, A. J., Anderson, H. R., Ostro, B., Pandey, K. D., Krzyzanowski, M., Künzli, N. y Smith, K. R.** (2004). Urban Air Pollution. En M. Ezzati, A. D. Lopez, A. Rodgers y C. J. L. Murray (eds.), *Comparative Quantification of Health Risks: Global and Regional Burden of Disease Attributable to Selected Major Risk Factors* (pp. 1353-1434). Geneva: World Health Organization. Recuperado de <http://www.who.int/publications/cra/chapters/volume2/1353-1434.pdf>
- Departamento Nacional de Planeación (DNP)** (2014). *Conpes 3819: Política nacional para consolidar el sistema de ciudades en Colombia*. Recuperado de <https://colaboracion.dnp.gov.co/cdt/conpes/economicos/3819.pdf>
- Dobbs, C., Eleuterio, A. A., Amaya, J. D., Montoya, J. y Kendaly, D.** (2018). Beneficios de la silvicultura urbana y periurbana. *Unasyva*, 69, 22-29. Recuperado de <http://www.fao.org/documents/card/en/c/i8707es>
- Escobedo, F. J., Wagner, J. E., Nowak, D. J., De La Maza, C. L., Rodriguez, M. y Crane, D. E.** (2008). Analyzing The Cost Effectiveness of Santiago, Chile's Policy of Using Urban Forests to Improve Air Quality. *Journal of Environmental Management*, 86(1), 148-157. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.11.029>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)** (2016). *Guidelines on Urban and Peri-Urban Forestry. Fao Forestry Paper N.º 178*. Roma: FAO. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-i6210e.pdf>

- Gaviria, C. F., Benavides, P. C. y Tangarife, C. A.** (2011). Contaminación por material particulado (Pm_{2,5} Y Pm₁₀) y consultas por enfermedades respiratorias en Medellín (2008-2009). *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 29(3), 241-250. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=s0120-386x2011000300004&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D. N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'farrell, P. y Kremer, P.** (2013). Urban Ecosystem Services. *En Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (pp. 175-251). Dordrecht: Springer Netherlands. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_11
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X. y Briggs, J. M.** (2008). Global Change and The Ecology of Cities. *Science*, 319(5864), 756-760. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., Cariñanos, P., Churkina, G., ... Calfapietra, C.** (2016). Functional Traits of Urban Trees: Air Pollution Mitigation Potential. *Frontiers in Ecology and The Environment*, 14(10), 543-550. DOI: <https://doi.org/10.1002/fee.1426>
- Horbath, J. E.** (2016). *Tendencias y proyecciones de la población del área metropolitana del valle de Aburrá en Colombia, 2010-2030*. Comisión Económica para América Latina y El Caribe. Recuperado de <https://www.cepal.org/es/publicaciones/40259-tendencias-proyecciones-la-poblacion-area-metropolitana-valle-aburra-colombia>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).** (2016). *Informe del estado de la calidad del aire en Colombia 2011-2015*. Bogotá. Recuperado de http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023637/informe_del_estado_de_la_calidad_del_aire_en_colombia_2011-2015_vfinal.pdf
- Janhäll, S.** (2015). Review on Urban Vegetation and Particle Air Pollution – Deposition and Dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130-137. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Kampa, M. y Castanas, E.** (2008). Human Health Effects of Air Pollution. *Environmental Pollution*, 151(2), 362-367. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.012>
- Maher, B. A., Ahmed, I. A. M., Davison, B., Karloukovski, V. y Clarke, R.** (2013). Impact of Roadside Tree Lines on Indoor Concentrations of Traffic-Derived Particulate Matter. *Environmental Science & Technology*, 47(23), 13737-13744. DOI: <https://doi.org/10.1021/es404363m>
- Mcneil, J. y Vava, C.** (2006). *Oakville's Urban Forest: Our Solution to Our Pollution*. Town of Oakville. Recuperado de https://www.itreetools.org/resources/reports/oakville's_urban_forest.pdf
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS)** (2017). *Resolución 2254*. Bogotá: MADS. Recuperado de http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/96-res_2254_de_2017.pdf
- Nowak, D. J.** (2006). Institutionalizing Urban Forestry as A "Biotechnology" to Improve Environmental Quality. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5(2), 93-100. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.04.002>
- Nowak, D. J.** (2008). *I-Tree Species Selector User's Manual*. Syracuse, Nueva York: Usda Forest Service. Recuperado de https://www.itreetools.org/resources/manuals/i-tree_species_users_manual.pdf
- Nowak, D. J. y Crane, D. E.** (2000). The Urban Forest Effects (Ufore) Model: Quantifying Urban Forest Structure and Functions. En M. Hansen Y T. Burk (eds.), *Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century. Gen. Tech. Rep. NC-212* (pp. 714-720). St. Paul, EE.UU.: U.S. Dept. Of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. Recuperado de <https://www.nrs.fs.fed.us/pubs/8420>
- Nowak, D. J., Crane, D. E. y Stevens, J. C.** (2006). Air Pollution Removal by Urban Trees and Shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3-4), 115-123. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>

- Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C., Hoehn, R. E., Walton, J. T. y Bond, J.** (2008). A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. *Arboriculture & Urban Forestry*, 34(6), 347-358. Recuperado de <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/19526>
- Organización de las Naciones unidas (ONU).** (2015). *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision (St/Es/Ser.A/366)*. DOI: <https://doi.org/10.4054/demres.2005.12.9>
- Organización Mundial de la Salud (OMS).** (2016). *Preventing Disease Through Healthy Environments: A Global Assessment of the Burden of Disease from Environmental Risks*. París: OMS. Recuperado de http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/preventing-disease/en/
- Organización Mundial de la Salud (OMS).** (2018). *Ambient (Outdoor) Air Quality and Health*. Recuperado de [http://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](http://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- Prajapati, S. K. y Tripathi, B. D.** (2008). Anticipated Performance Index of Some Tree Species Considered for Green Belt Development in and Around an Urban Area: A Case Study of Varanasi City, India. *Journal of Environmental Management*, 88(4), 1343-1349. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.07.002>
- Reynolds, C. C., Escobedo, F. J., Clerici, N. y Zea-Camano, J.** (2017). Does "Greening" of Neotropical Cities Considerably Mitigate Carbon Dioxide Emissions? The Case of Medellin, Colombia. *Sustainability*, 9(5), 785. DOI: <https://doi.org/10.3390/su9050785>
- Rogers, K., Sacre, K., Goodenough, J. y Doick, K.** (2015). *Valuing London's Urban Forest: Results of the London I-Tree Eco Project*. Londres: Treeconomics London. Recuperado de [https://www.forestry.gov.uk/pdf/londoni-treecoreport151202.pdf/\\$file/londoni-treecoreport151202.pdf](https://www.forestry.gov.uk/pdf/londoni-treecoreport151202.pdf/$file/londoni-treecoreport151202.pdf)
- Setälä, H., Viippola, V., Rantalainen, A.-L., Pennanen, A. y Yli-Pelkonen, V.** (2013). Does Urban Vegetation Mitigate Air Pollution in Northern Conditions? *Environmental Pollution*, 183, 104-112. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.11.010>
- Siata** (2018). *Información de calidad del aire*. Medellín: Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el valle de Aburrá. Recuperado de https://siata.gov.co/descarga_siata/index.php/index2/calidad_aire/
- Universidad Nacional de Colombia, Área Metropolitana del valle de Aburrá, Cornare y Corantioquia.** (2007). *Plan de ordenación y manejo de la cuenca del río Aburrá: aspectos principales*. Medellín: Impregon.
- USDA Forest Service.** (2013). *I-Tree Eco User's Manual V 5.0*. Recuperado de www.itreetools.org
- Vos, P. E. J., Maiheu, B., Vankerkom, J. y Janssen, S.** (2013). Improving Local Air Quality in Cities: To Tree or Not to Tree? *Environmental Pollution*, 183, 113-122. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.021>
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P. y Reiling, K.** (2018). Evaluating The Impact of Individual Leaf Traits on Atmospheric Particulate Matter Accumulation Using Natural and Synthetic Leaves. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30, 98-107. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.001>
- Willis, K. J. y Petrokofsky, G.** (2017). The Natural Capital of City Trees. *Science*, 356(6336), 374-376. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aam9724>
- Yang, J., Chang, Y. y Yan, P.** (2015). Ranking The Suitability of Common Urban Tree Species for Controlling Pm2.5 Pollution. *Atmospheric Pollution Research*, 6(2), 267-277. DOI: <https://doi.org/10.5094/apr.2015.031>
- Yang, J., McBride, J., Zhou, J. y Sun, Z.** (2005). The Urban Forest in Beijing and Its Role in Air Pollution Reduction. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3(2), 65-78. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2004.09.001>
- Zhang, P., Liu, Y., Chen, X., Yang, Z., Zhu, M. y Li, Y.** (2016). Pollution Resistance Assessment of Existing Landscape Plants on Beijing Streets Based on Air Pollution Tolerance Index Method. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 132, 212-223. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.06.003>

