

Clasificación de especies arbóreas según su capacidad para remover material particulado del aire en el Valle de Aburrá

✉ MANUELA VÁSQUEZ-BEDOYA¹
MARÍA DEL PILAR ARROYAVE-MAYA²

Resumen

La contaminación atmosférica es un problema global y Colombia no es ajeno a esta problemática. Específicamente, el Valle de Aburrá ha presentado elevados niveles de material particulado en el aire (MP) que sobrepasan los límites establecidos por la Norma Colombiana de Calidad del Aire y por la Organización Mundial de la Salud (OMS). En el presente trabajo, se realizó una clasificación de las 100 especies arbóreas más comunes en Valle de Aburrá que mejor controlan el MP, a partir de sus rasgos funcionales. *Retrophyllum rospigliosii*, *Inga densiflora*, *Zygia longifolia*, *Bauhinia picta* y *Calliandra haematocephala* fueron las cinco especies nativas con el mayor potencial de remoción. Se sugiere que aquellas especies que se encuentran por encima del promedio 17.8 en la clasificación sean consideradas en planes de siembra orientados a mejorar la calidad del aire dentro del Valle de Aburrá.

Palabras claves: Arbolado urbano, Ambiente urbano, Contaminación atmosférica, Calidad del aire, Rasgos funcionales, Servicios ecosistémicos.

¹ Universidad EAFIT. Medellín, Colombia.

² Universidad EIA. Envigado, Colombia.



Autor de correspondencia: Vásquez Bedoya, M. (Manuela):
Calle 42#108ª 215 int. 408. Medellín, Colombia. Teléfono:
4932817. Celular: 3195555713. Correo electrónico:
mvasqu25@eafit.edu.co

Historia del artículo:

Artículo recibido: 30-X-2018 / Aprobado: 30-V-2019

Disponible online: 3 de julio de 2019

Discusión abierta hasta marzo de 2021

Ranking Of Tree Species According To Their Ability To Remove Air Particulate Matter In The Aburrá Valley

Abstract

Air pollution is a global problem and Colombia is not immune to this problem. Specifically, the Aburrá Valley has presented high levels of particulate matter in the air (PM) that exceed the limits established by the Colombian Air Quality Standard and by the World Health Organization (WHO). In this present work, a ranking was made of the 100 most common trees species in Valle de Aburrá that better control the PM, based on its functional traits. *Retrophyllum rospigliosii*, *Inga densiflora*, *Zygia longifolia*, *Bauhinia picta* and *Calliandra haematocephala* were the five native species with the greatest capacity for removal MP. It is suggested that those species that are above the average of 17.8 in the ranking be considered in planting plans aimed at improving the air quality within the Aburrá Valley.

Keywords: Urban greening, Urban environment, Atmospheric pollution, Air Quality, Functional traits, Ecosystem services.

Classificação de espécies arbóreas de acordo com sua capacidade de remover partículas aéreas no Valle de Aburrá

Resumo

A contaminação atmosférica é um problema global e a Colômbia não está fora desta problemática. Especificamente, o Valle de Aburrá tem apresentado elevados níveis de material particulado (MP) no ar que ultrapassam os limites estabelecidos pela Norma Colombiana de Qualidade do Ar e pela Organização Mundial da Saúde (OMS). No presente trabalho, foi feita uma classificação das 100 espécies arbóreas mais comuns no Valle de Aburrá que apresentam um controle mais eficiente do MP, a partir das suas características funcionais. *Retrophyllum rospigliosii*, *Inga densiflora*, *Zygia longifolia*, *Bauhinia picta* e *Calliandra haematocephala* foram as cinco espécies nativas com o maior potencial de remoção. Recomendase que as espécies que obtiveram uma média acima de 17.8 nessa classificação sejam consideradas nos planos de plantio orientados a melhorar a qualidade do ar dentro do Valle de Aburrá.

Palavras-chave: Ecologização urbana, Ambiente urbano, Poluição atmosférica, Qualidade do ar, Características funcionais, Serviços ecossistêmicos.

1. Introducción

La contaminación atmosférica es un problema que impacta fuertemente a la población mundial,

generando aproximadamente 7 millones de muertes prematuras cada año (WHO, 2018); y en Colombia, alrededor de 10.527 muertes (DNP, 2017) y 13,000 hospitalizaciones por año (Sánchez, *et al.*

2012). De hecho, la contaminación atmosférica está catalogada como uno de los mayores riesgos de salud ambiental individual en el mundo (WHO, 2018).

El material particulado -MP- suspendido en el aire es uno de los contaminantes atmosféricos más sobresalientes en zonas urbanas. En estos lugares, el MP surge en su mayoría por actividades antrópicas e.g., combustión incompleta de energías fósiles, aerosoles, procesos industriales, quema de materiales, bosques y pastizales (Anderson, *et al.* 2012; WHO, 2018). Las partículas pueden variar de tamaños entre 0.2 μm y 10 μm ; a menor tamaño, el riesgo en la salud humana aumenta, provocando enfermedades respiratorias, dificultades cardiovasculares, mortalidad prematura, padecimientos cerebrovasculares, entre otros (Anderson, *et al.* 2012; Sánchez, *et al.* 2012; WHO, 2018).

En el Valle de Aburrá, Colombia, se ha presentado entre 2011 y 2017, elevados índices de MP_{10} y $\text{MP}_{2.5}$ que sobrepasan los límites establecidos por la Norma Colombiana de Calidad del Aire y por la Organización Mundial de la Salud -OMS- (Bedoya y Martínez, 2008; IDEAM, 2017; Informe calidad de vida de Medellín, 2017; Posada, *et al.* 2017).

La plantación de árboles y arbustos ha sido reportada en diferentes estudios como una estrategia para controlar el MP ya liberado al ambiente (Yin, *et al.* 2011; Nowak, *et al.* 2013;). De hecho, la reforestación urbana es una de las estrategias utilizadas en el mundo para contrarrestar el MP (Escobedo, *et al.* 2008; Andersson-Sköld, *et al.* 2015), y mejorar la calidad del aire, de manera indirecta y directa.

De manera indirecta, los árboles ayudan al mejoramiento de la calidad del aire al regular la temperatura en la ciudad por el efecto de sombra y por la evapotranspiración, fenómeno que genera disminución de las reacciones fotoquímicas secundarias (Nowak y Heisler, 2010; Churkina, *et al.* 2015). Por otro lado, al ser una barrera de calor, reduce el uso de energía empleada para disminuir la temperatura en lugares cerrados e.g., aire acondicionado, ventilador (Nowak y Heisler, 2010; Escobedo, *et al.* 2011). En tres ciudades de Estados Unidos (i.e. Baton Rou-

ge, Sacramento y Salt Lake City), se estimó que plantar un promedio de cuatro árboles de sombra por vivienda, reduce anualmente 16,000 t, 41,000 t y 9,000 t, respectivamente, emisiones de carbono producidas en las centrales eléctricas (Akbari, 2002).

De manera directa, los árboles disminuyen el MP suspendido en el aire por medio de la deposición de este en la superficie del tallo, las ramas y las hojas, o bien, incorporando las partículas de menor tamaño a través de los estomas (Grote, *et al.* 2016; Song, *et al.* 2015; Janhall, 2015; Saebo, *et al.* 2012). Sin embargo, no todas las especies tienen igual capacidad para depositar el MP. Esto depende de ciertos rasgos funcionales específicos que afectan su captura, los cuales son: área foliar, tipo de hoja, forma de crecimiento, permanencia del follaje, densidad del follaje, textura del haz foliar y forma del foliolo (Grote, *et al.* 2016; Weerakkody, *et al.* 2018; Mo, *et al.* 2015; Saebo, *et al.* 2012; Ottelé, *et al.* 2010; Yang, *et al.* 2015, Song, *et al.* 2015). La manera directa se ha investigado en trabajos como Janhall, (2015); Saebo, *et al.* (2012), Chen, *et al.* (2016) y Ottelé, *et al.* (2010), que han demostrado las diferencias que tiene la vegetación para depositar el MP.

Teniendo en cuenta la situación de contaminación actual del Valle de Aburrá y los planes de arborización urbana propuestos, como el Pacto por Aire (Colombia. Procuraduría General de la Nación, 2017), se hace necesario el desarrollo de estudios que permitan identificar las especies más apropiadas para controlar el MP. Generalmente, la selección de las especies para el diseño paisajístico de los proyectos y la ornamentación de las ciudades se realiza con base en la disponibilidad del material vegetal en los sitios de producción o se utilizan criterios principalmente estéticos. Esto limita la optimización de los servicios ecosistémicos que brinda la vegetación urbana como, por ejemplo, el mejoramiento de la calidad del aire.

El presente trabajo presenta una clasificación de las 100 especies de árboles, arbustos y palmas más comunes en el Valle de Aburrá que, a partir de sus rasgos funcionales, controlen de manera óptima

el MP suspendido en el aire. Se pretende saber si el arbolado del Valle de Aburrá está en línea con el propósito de mejorar la calidad del aire; asimismo, se espera que sus resultados aporten información útil para futuros programas de arborización urbana en el Valle de Aburrá que tengan como objetivo mejorar la calidad del aire.

2. Metodología

2.1 Descripción del sitio de estudio

El Valle de Aburrá es una depresión alargada ubicada en el extremo norte de la cordillera Central de los Andes Colombianos (Restrepo-Moreno, *et al.* 2009), se extiende de norte a sur con unos 30 km de longitud y con un ensanchamiento máximo de 7 km (Hermelin, 2007). En este, se ubica la capital del departamento de Antioquia, Medellín y otros 9 municipios i.e. Barbosa, Girardota, Copacabana, Bello, Itagüí, Envigado, Sabaneta, La Estrella y Caldas. Su población es 3'866,000 habitantes aproximadamente (Cámara de Comercio de Medellín para Antioquia, 2017). La precipitación fluctúa entre 1400 mm/año en la parte central y 2800 mm/año en la parte norte. La temperatura promedio anual fluctúa entre 20 °C y 24 °C en las partes bajas del Valle (Universidad Nacional de Colombia, Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Cornare, y Corantioquia, 2007).

2.2. Selección de especies vegetales

La selección de las especies se realizó con base en la información registrada en el Plan Maestro de Espacios Públicos Verdes Urbanos de la región metropolitana del Valle de la Aburrá (AMVA, 2006). Se eligieron las 100 especies de árboles, arbustos y palmas más recurrentes en el Valle de la Aburrá, es decir, las especies con mayor número de individuos presente.

2.3. Selección de rasgos funcionales

Los rasgos funcionales se seleccionaron con base en lo propuesto por Nowak, (2008) Yang, *et al.* (2015) y Weerakkody, *et al.* (2018). Los rasgos están

descritos en la **Tabla 1**. Además de estos, se recolectó la siguiente información por especie: nombre común, familia, diámetro a la altura del pecho (DAP) (m) y origen (nativa o introducida).

2.4. Consulta de los rasgos funcionales

Para cada especie se realizó una búsqueda de información especializada de los rasgos funcionales seleccionados. Esta se hizo en bases de datos virtuales, información digital de herbarios y jardines botánicos, artículos de descripción de especie, libros físicos y electrónicos.

Para aquellas especies que no tenían sus rasgos reportados en la literatura científica, se realizaron salidas de campo en el Valle de Aburrá y visitas al Herbario del Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín, con el fin de determinar los atributos de los rasgos.

2.5. Clasificación

La valoración de cada variable se realizó siguiendo los criterios presentados por Yang, *et al.* (2015). Cada variable fue evaluada como se indica en la **Tabla 1**. Para determinar la clasificación final por especie se utilizó un método aditivo de todas las variables.

Es importante tener en cuenta que esta clasificación y análisis se realizó bajo el supuesto de que todos los ejemplares están en su estado adulto. La capacidad para depositar MP puede cambiar en los estados juveniles de las plantas.

3. Resultados

La **Tabla 2** muestra la clasificación de las 100 especies seleccionadas según su capacidad para controlar el MP y la abundancia relativa en el valle. Estas especies pertenecen a un total de 33 familias diferentes, siendo la Fabaceae la familia con el mayor número de especies diferentes. El 40% de las especies son nativas de Colombia.

TABLA 1. RASGOS FUNCIONALES Y SUS ATRIBUTOS DE CLASIFICACIÓN DE LAS ESPECIES PARA LA REMOCIÓN DEL MP

Variable	1	2	3
Hábito de crecimiento	Palma	Arbusto	Árbol
Altura máxima (m)	Menor a 10	Entre los 10 y 20	Mayor a 20
Tasa de crecimiento	Lenta	Media	Rápida
Densidad del follaje	Baja	Media	Alta
Permanencia del follaje	Caducifolia	Semicaducifolia	Perennifolia
Composición foliar	Simple	Compuesta	Bipinnadas
Longitud foliar (cm)	Mayor a 20 cm	Entre 5 cm y 20 cm	Menor o igual a 5 cm
Forma foliar	Elíptica	Lineal	Palmeado lobulada
Superficial foliar	Glabra, lisa, suave, brillante	Ligeramente pubescente, áspera, glabra membranosa, polvorienta, coriácea.	Pubescente, membranosa, tomentosa, pubescencia rígida.

TABLA 2. CLASIFICACIÓN DE ESPECIES SEGÚN SU CAPACIDAD DE REMOCIÓN DE MATERIAL PARTICULADO DEL AIRE, CON BASE EN SUS RASGOS FUNCIONALES

Nombre científico completo	Nombre común	Familia	*Origen	Hábito de crecimiento	Altura máxima	Tasa de crecimiento	Densidad del follaje	Permanencia del follaje	Composición foliar	Longitud foliar	Forma foliar	Superficie foliar	Suma	Recurrencia
<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	Ciprés	Cupressaceae	I	3	3	3	3	3	1	3	3	3	25	23
<i>Araucaria heterophylla</i> (Salisb.) Franco	Pino australiano	Araucariaceae	I	3	3	2	1	3	1	3	3	3	22	24
<i>Ficus benjamina</i> L.	Falso laurel	Moraceae	I	3	2	3	3	3	1	3	1	2	21	3
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Leucaena	Fabaceae	N	3	2	3	2	3	3	2	2	1	21	9
<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	Pino	Pinaceae	I	3	3	3	3	3	1	1	2	2	21	81
<i>Retrophyllum rospigliosii</i> (Pilg.) C.N.Page	Pino colombiano	Podocarpaceae	N	3	3	1	3	3	1	3	2	2	21	82
<i>Eucalyptus saligna</i> Sm.	Eucalipto	Myrtaceae	I	3	3	3	2	3	1	2	2	1	20	18
<i>Hibiscus elatus</i> Sw.	Majagua	Malvaceae	N	3	2	3	3	2	1	2	1	3	20	67
<i>Inga densiflora</i> Benth.	Guamo macheto	Fabaceae	N	3	1	3	3	3	2	2	1	2	20	99
<i>Mangifera indica</i> L.	Mango	Anacardiaceae	I	3	3	2	3	3	1	2	1	2	20	5
<i>Melaleuca quinquenervia</i> (Cav.) S.T.Blake	Corcho	Myrtaceae	I	3	2	3	2	3	1	2	2	2	20	57
<i>Platycladus orientalis</i> (L.) Franco	Tuja oriental	Cupressaceae	I	2	1	2	2	3	1	3	3	3	20	32
<i>Schefflera actinophylla</i> (Endl.) Harms	Cheflera	Araliaceae	I	3	2	3	3	3	2	1	1	2	20	22
<i>Washingtonia robusta</i> H. Wendl.	Palma Washingtonia	Arecaeae	I	1	3	3	2	3	2	1	3	2	20	85

<i>Zygia longifolia</i> (Willd.) Britton & Rose	Suribio	Fabaceae	N	3	2	3	3	2	3	2	1	1	20	33
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> H. Wendel & Drude.	Payanesa	Arecaeae	I	1	2	3	2	3	2	1	2	3	19	14
<i>Bauhinia picta</i> (Kunth) DC.	Casco de vaca	Fabaceae	N	3	2	2	3	2	1	2	3	1	19	35
<i>Calliandra haematocephala</i> Hassk.	Carbonero	Fabaceae	N	2	1	3	2	3	3	2	1	2	19	51
<i>Calliandra pittieri</i> Standl.	Carbonero	Fabaceae	N	3	2	2	2	2	3	2	2	1	19	66
<i>Cascabela thevetia</i> (L.) Lippold	Catape	Apocynaceae	N	2	1	3	3	3	1	2	2	2	19	36
<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	Meliaceae	N	3	3	3	3	1	2	1	1	2	19	72
<i>Cajoba arborea</i> (L.) Britton & Rose	Carbonero zorro	Fabaceae	N	3	3	2	2	1	3	1	2	2	19	54
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	Nogal cafetero	Boraginaceae	N	3	3	3	2	1	1	2	1	3	19	68
<i>Flacourtia indica</i> (Burm.f.) Merr.	Cerezo del gobernador	Salicaceae	I	3	2	2	3	3	1	2	1	2	19	39
<i>Lafoensia acuminata</i> (Ruiz & Pav.) DC.	Guayacán de Manizales	Lythraceae	N	3	2	2	3	3	1	2	1	2	19	44
<i>Melicoccus bijugatus</i> Jacq.	Mamoncillo	Sapindaceae	N	3	3	2	3	1	2	2	1	2	19	62
<i>Persea caerulea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Aguacatillo	Lauraceae	N	3	3	3	3	1	1	2	1	2	19	80
<i>Sambucus peruviana</i> Kunth	Sauco	Caprifoliaceae	N	3	1	3	3	3	2	1	1	2	19	43
<i>Senna siamea</i> (Lam.) H.S.Irwin & Barneby	Carmín	Fabaceae	I	3	2	3	3	3	2	1	1	1	19	45
<i>Swinglea glutinosa</i> (Blanco) Merr.	Swinglea	Rutaceae	I	3	2	3	2	3	2	2	1	1	19	73
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Pomo	Myrtaceae	I	3	2	2	3	3	1	2	2	1	19	50
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex A.DC.	Guayacán rosado	Bignoniaceae	N	3	3	3	2	1	2	1	1	3	19	34
<i>Aiphanes horrida</i> (Jacq.) Burret	Corocito	Arecaeae	N	1	2	2	1	3	2	1	3	3	18	70
<i>Annona muricata</i> L.	Guanábana	Annonaceae	N	3	2	2	3	3	1	2	1	1	18	55
<i>Brugmansia candida</i> Pers.	Borrachero blanco	Solanaceae	N	3	1	3	3	2	1	1	1	3	18	86
<i>Caesalpinia pluviosa</i> DC.	Acacia amarilla	Fabaceae	I	3	2	2	2	1	3	2	1	2	18	16
<i>Callistemon speciosus</i> (Sims) Sweet	Escobillón rojo	Myrtaceae	I	3	1	2	2	3	1	2	2	2	18	47
<i>Caryota urens</i> L.	Mariposa	Arecaeae	I	1	2	3	2	3	2	1	3	1	18	94
<i>Cestrum nocturnum</i> K.	Dama de la noche	Solanaceae	I	2	1	3	3	3	1	2	1	2	18	58
<i>Citrus maxima</i> (Burm.) Merr.	Pomelo	Rutaceae	I	3	2	2	3	3	1	2	1	1	18	10
<i>Citrus reticulata</i> Blanco	Mandarina	Rutaceae	I	3	1	2	3	3	1	3	1	1	18	30
<i>Cnidocolus aconitifolius</i> (Mill.) I.M.Johnst.	Papayuelo	Euphorbiaceae	N	2	1	3	3	3	1	1	3	1	18	79
<i>Erythrina crista-galli</i> L.	Cresta de gallo	Fabaceae	I	3	1	3	3	2	2	2	1	1	18	63
<i>Erythrina fusca</i> Lour.	Búcaro	Fabaceae	N	3	2	3	3	2	2	1	1	1	18	26
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer.	Cedrillo	Meliaceae	N	3	3	1	3	2	2	1	1	2	18	69
<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O.Grose	Guayacán amarillo	Bignoniaceae	N	3	3	2	2	1	2	1	1	3	18	15
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	Gualanday	Bignoniaceae	I	3	2	3	2	1	3	1	1	2	18	29

<i>Livistona chinensis</i> (Jacq.) R. Br.	Abanico de la China	Arecaeae	I	1	2	1	2	3	2	1	3	3	18	87
<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	Azahar de la India	Rutaceae	I	2	1	1	3	3	2	3	1	2	18	28
<i>Myrciaria cauliflora</i> (Mart.) O. Berg.	Uva brasileña	Myrtaceae	I	3	2	1	3	3	1	3	1	1	18	59
<i>Nerium oleander</i> L.	Habano	Apocynaceae	I	2	1	3	2	3	1	2	2	2	18	52
<i>Persea americana</i> Mill.	Aguacate	Lauraceae	I	3	2	3	3	1	1	2	1	2	18	25
<i>Punica granatum</i> L.	Granada	Lythraceae	I	2	2	2	2	3	1	3	1	2	18	91
<i>Roystonea regia</i> (Kunth) O.F. Cook	Palma real	Arecaeae	I	1	3	3	2	3	2	1	2	1	18	49
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Falso pimiento	Anacardiaceae	I	2	1	3	3	3	2	1	1	2	18	37
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	Velero	Fabaceae	N	3	2	3	2	2	2	1	1	2	18	53
<i>Syagrus sancona</i> H. Karst.	Zancona	Arecaeae	N	1	3	3	2	3	2	1	2	1	18	89
<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. & L.M.Perry	Pero de agua	Myrtaceae	I	3	2	3	3	2	1	1	1	2	18	27
<i>Brownea ariza</i> Benth.	Arizá	Fabaceae	N	3	2	1	3	2	2	1	1	2	17	97
<i>Brunfelsia pauciflora</i> (Cham. & Schtdl.) Benth.	Francesino	Solanaceae	I	2	1	3	2	3	1	2	1	2	17	8
<i>Bunchosia armeniaca</i> (Cav.) DC.	Confite	Malpighiaceae	N	3	1	3	3	3	1	1	1	1	17	13
<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	Clavellino	Fabaceae	I	2	1	3	2	3	2	2	1	1	17	48
<i>Delonix regia</i> (Hook.) Raf.	Flamboyán	Fabaceae	I	3	1	3	2	1	3	1	2	1	17	84
<i>Erythrina poeppigiana</i> (Walp.) O.F. Cook	Cámbulo	Fabaceae	N	3	3	3	2	1	2	1	1	1	17	56
<i>Syzygium myrtifolium</i> Walp	Arrayán extranjero	Myrtaceae	I	3	1	2	2	3	1	2	1	2	17	88
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Grosello	Myrtaceae	I	2	1	2	3	3	1	3	1	1	17	61
<i>Euphorbia cotinifolia</i> L.	Liberal	Euphorbiaceae	N	3	2	2	2	2	1	2	1	2	17	96
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	Urapán	Oleaceae	I	3	2	3	3	1	2	1	1	1	17	6
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L.	San Joaquín	Malvaceae	I	3	1	3	1	3	1	2	1	2	17	4
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	Ojo de palomo	Phyllanthaceae	N	3	2	3	2	1	1	2	1	2	17	83
<i>Myrcia popayanensis</i> Hieron.	Arrayan	Myrtaceae	N	3	2	1	3	3	1	2	1	1	17	100
<i>Psidium cattleianum</i> Afzel. ex Sabine	Guayaba argelina	Myrtaceae	I	3	2	2	1	3	1	2	1	2	17	77
<i>Psidium guajava</i> L.	Guayabo	Myrtaceae	N	3	1	3	1	3	1	2	1	2	17	11
<i>Ricinus communis</i> L.	Higuerilla	Euphorbiaceae	I	3	1	3	2	2	1	1	3	1	17	95
<i>Spathodea campanulata</i> P.Beauv.	Tulipán africano	Bignoniaceae	I	3	2	3	3	1	2	1	1	1	17	7
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Chirlobirlo	Bignoniaceae	N	3	1	3	3	1	2	1	1	2	17	65
<i>Terminalia catappa</i> L.	Almendro	Combretaceae	I	3	2	3	3	1	1	1	1	2	17	21
<i>Cariniana pyriformis</i> Miers	Abarco	Lecythidaceae	N	3	3	1	2	1	1	2	1	2	16	74
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	Limón	Rutaceae	I	2	1	1	3	3	1	2	1	2	16	12
<i>Cocos nucifera</i> L.	Palma de coco	Arecaeae	N	1	2	2	2	3	2	1	2	1	16	38
<i>Codiaeum variegatum</i> (L.) Rumph. ex A.Juss.	Croto	Euphorbiaceae	I	2	1	3	2	3	1	1	1	2	16	2
<i>Coffea arabica</i> L.	Café	Rubiaceae	I	2	1	2	2	3	1	2	1	2	16	64

<i>Ficus lyrata</i> Warb.	Pandurata, lirata	Moraceae	I	3	2	2	1	3	1	1	1	2	16	93
<i>Malpighia glabra</i> L.	Huesito	Malpighiaceae	I	2	1	3	2	3	1	2	1	1	16	20
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	Chiminango	Fabaceae	N	3	2	3	2	2	3	2	1	1	16	17
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Chumbimbo	Sapindaceae	N	3	2	2	2	1	2	1	2	1	16	90
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Palma de azúcar	Arecaeae	I	1	2	3	1	3	2	1	2	1	16	60
<i>Adonidia merrillii</i> (Becc.) Becc.	Manila	Arecaeae	I	1	1	3	1	3	2	1	2	1	15	40
<i>Cassia fistula</i> L.	Lluvia de oro	Fabaceae	I	3	2	2	2	1	2	1	1	1	15	92
<i>Crescentia cujete</i> L.	Totumo	Bignoniaceae	N	2	1	2	1	3	1	2	1	2	15	71
<i>Dypsis lutescens</i> (H.Wendl.) Beentje & J.Dransf.	Palma areca	Arecaeae	I	1	1	3	1	3	2	1	2	1	15	1
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Níspero	Rosaceae	I	2	1	2	2	3	1	1	1	2	15	31
<i>Euphorbia pulcherrima</i> Willd. ex Klotzsch	Navidad	Euphorbiaceae	I	2	1	3	2	2	1	2	1	1	15	76
<i>Plumeria alba</i> L.	Frangipán blanco	Apocynaceae	I	3	1	1	2	3	1	1	1	2	15	75
<i>Tabernaemontana litoralis</i> Kunth	Azuceno	Apocynaceae	N	2	1	2	2	3	1	2	1	1	15	46
<i>Triplaris americana</i> L.	Varasanta	Polygonaceae	N	3	2	3	1	2	1	1	1	1	15	78
<i>Lagerstroemia speciosa</i> (L.) Pers.	Flor de Reina	Lythraceae	I	3	2	2	2	1	1	1	1	1	14	42
<i>Psidium guineense</i> Sw.	Guayaba agria	Myrtaceae	I	3	1	1	1	3	1	2	1	1	14	98
<i>Yucca guatemalensis</i> Baker	Palma yuca	Asparagaceae	I	2	1	2	1	3	1	1	2	1	14	19
<i>Phoenix roebelenii</i> O'Brien	Robeleni	Arecaeae	I	1	1	1	1	3	2	1	1	2	13	41

* I: introducida, N: nativa.

4. Discusión

La clasificación que obtuvieron las coníferas para capturar MP en este estudio (*Cupressus lusitana*, *Araucaria heterophylla*, *Pinus patula*, *Retrophyllum rospigliosii* y *Platycladus orientalis*) (**Tabla 2**) coincide con los resultados experimentales de Chen, *et al.* 2016 y Saebo, *et al.* 2012, con la modelación de Saunders, 2015 y Nowak y Heisler, 2010; y con la clasificación realizada por Yang, *et al.* 2015. Sus características de complejidad foliar, densidad foliar, cobertura de cera y su alto índice de área foliar (Saunders, 2015), no solo hacen que las partículas interactúen con mayor facilidad con la superficie de las hojas, creando mayor efecto de borde (Weerakkody, *et al.* 2018; Janhall, 2015), sino también, evita la liberación de MP durante eventos de lluvia (Chen, *et al.* 2016).

Hay ciertas precauciones que se deben considerar con la plantación de coníferas, en particular el ciprés, a pesar de tener una buena valoración, posee ciertas desventajas para su siembra masiva en las ciudades. Esta especie produce compuestos alelopáticos que inhiben el crecimiento de especies cercanas (Barquero-Salgado, *et al.* 2014). Otro punto que debe tenerse en cuenta es el riesgo alergénico que representa este género, por cuanto puede producir alto niveles de polen, con más de 1100×10^6 granos por individuo. (Cariñanos y Casares-Porcel, 2011).

El pino colombiano -*Retrophyllum rospigliosii*- ubicado entre los 10 primeros que mejor depositan MP y entre las especies menos recurrentes en el Valle de Aburrá (**Tabla 2**), está reportado por la IUCN como especie en estado vulnerable. *R. rospigliosii* no se ha utilizado en estudios que evalúen su función para mejorar la calidad del aire, por lo tanto, es la primera vez que es mencionado en un

estudio de estos y que, además, muestra unas buenas características morfológicas para depositar el MP. Esta especie, que es endémica de los andes colombianos (Earle, 2017), presenta otros servicios ecosistémicos de interés como regulación hídrica y refugio para aves. Considerando que es una especie de conífera, poco se sabe acerca de los efectos deseados y no deseados que puede generar en una ciudad, por lo que es necesario incrementar estudios sobre sus servicios ecosistémicos y adaptación a las condiciones urbanas.

Entre las 100 especies clasificadas, las más recurrentes son los arbustos y palmas que no cumplen con los rasgos funcionales que favorecen la deposición del MP (*Dyopsis lutsensis* está en primer lugar). De esto puede inferirse que, en años pasados la selección de especies en el Valle de Aburrá pudo realizarse principalmente con base en sus características ornamentales o en la disponibilidad en los viveros. Aun bajo este criterio, hay especies recurrentes en el valle que están entre las 10 primeras que mejor depositan el MP (e.g., *Ficus benjamina*, *Leucaena leucocephala* y *Mangifera indica*). Las coníferas no estuvieron entre las 10 especies más frecuentes; sin embargo, solo *Cupressus lusitanica*, *Platycladus orientalis* y *Araucaria heterophylla* estuvieron antes de las 50 especies más comunes.

Es interesante que *Ficus benjamina* tenga una alta presencia en Medellín y sea el tercero en la clasificación para capturar de MP. Siendo un árbol exótico, se ha adaptado bien a las condiciones urbanas de Medellín; además, esta especie se ha empleado para monitorear la contaminación de metales pesados en el aire por medio de la deposición en sus hojas (Guzmán-Morales, *et al.* 2011). En los resultados de Yang, *et al.* 2015, *F. benjamina*, se encuentra entre las 100 especies más frecuentes, obtuvo el puesto número 38 en capacidad para depositar MP. Una explicación para ello es que, en el estudio de Yang, *et al.* 2015, se utilizó un mayor número de especies y familias taxonómicas a las utilizadas en este trabajo. Por otra parte, en el estudio presente se contempla-

ron otras variables no incluidas en Yang, *et al.* 2015, i.e., forma mínima del foliolo.

Solo dos especies de palmas mostraron ser relevantes para la captura del MP; La especie *Washingtonia robusta* en el lugar 15, seguido por *Archontophoenix cunninghamiana* en el puesto 17. Estos resultados no concuerdan con los obtenidos en Yang, *et al.* 2015 en donde incluye una palma del género *Phoenix* que, según la clasificación, no fue relevante para la remoción de MP. Los rasgos foliares de estas palmas, con alto índice de área foliar y texturas en la superficie de sus hojas favorecen la deposición de MP; aun así, la relación entre los rasgos funcionales de las palmas y la deposición de MP ha sido poco estudiado, por lo que es indispensable realizar más investigaciones en este tema. A pesar de la poca claridad sobre su aporte para mejorar la calidad del aire son utilizadas frecuentemente en planes de reforestación urbana por sus características ornamentales. Esta clasificación muestra que las palmas aportan una alta área foliar importante que no debe ser ignorada además de otros rasgos de alta relevancia para depositar el MP.

Debe señalarse que esta investigación presenta ciertas limitaciones. En primer lugar, no incluyó las tasas de producción de compuestos orgánicos volátiles biogénicos -BVOC- y la producción de polen alergénico de las especies (datos importantes que influye negativamente la calidad del aire), debido a que tal información es difícil de coleccionar y no es posible extrapolar estos datos dentro de un mismo género por la diferencia notable entre las especies (Karl, *et al.* 2009). Es clara la necesidad de colaboración de más investigadores en este tema. En segundo lugar, al trabajar con apenas 100 especies del Valle de Aburrá, se dejaron por fuera especies que posiblemente cumplan con mejores condiciones para depositar el MP. Por último, el método por el cual se clasificaron estas especies tiene limitaciones (Paruolo, *et al.* 2013). Los juicios de importancia de las variables en este artículo se hicieron con base en estudios anteriores ya mencionados y en las condiciones y necesidades específicas del Valle de

Aburrá. Esto implica que la importancia de las variables puede cambiar según las necesidades y servicios ecosistémicos necesitados; por consiguiente, la valoración final de una especie se puede modificar.

Teniendo en cuenta que es imposible separar unos servicios ecosistémicos de otros, y las siguientes características del valle: alta biodiversidad, propósito de ser corredor verde, y alta polución; en este trabajo se recomienda las especies de la **Tabla 2.** que se encuentran por encima del promedio (17.8) como aquellas que mejor remueven el MP del aire. Para esta selección no hubo una preferencia por especies endémicas debido a que no es el objetivo de este trabajo.

Para terminar, los árboles, arbustos y palmas son solo unos de los componentes de los planes de reforestación urbana. Las herbáceas, las plantas trepadoras, heliconias y entre muchos otros grupos polifiléticos, contribuyen a la captura, deposición y control del MP y otras toxinas atmosféricas. Por ejemplo, solo los árboles y arbustos remueven anualmente 214,900 toneladas de MP_{10} (Nowak, *et al.* 2006); de igual modo, 1 ha de techos verdes puede remover 85 kg de contaminantes por año y 19,8 ha de techos verdes puede remover un total de 1675 kg de contaminantes atmosféricos por año (i. e. O₃ (52%), NO₂ (27%), PM₁₀ (14%) y SO₂ (7%)) (Yang, *et al.* 2008). Esto refleja la importancia de las zonas verdes dentro de las ciudades para mejorar la calidad del aire y, por tanto, la calidad de vida (Andersson-Sköld, *et al.* 2015).

5. Conclusiones

Esta primera clasificación realizada para el Valle de Aburrá muestra que los árboles con características ornamentales son los que tienen mayor número de individuos presentes. Se recomienda a los planes de reforestación urbana, enfocados a mejorar la calidad del aire, aumenten el número de individuos de especies que presenten los rasgos funcionales expuestos en este trabajo, sin dejar de lado las características necesarias para sobrevivir en las ciudades, y sin recurrir a los monocultivos,

pues con este estudio se apoya la conveniencia de abrirse a múltiples posibilidades para crear ecosistemas urbanos diversos. Además de esto, las buenas prácticas silviculturales y el diseño de siembra son esenciales para evitar efectos negativos a los deseados (Andersson-Sköld, *et al.* 2015; Janhall, 2015).

Se aclara que el presente trabajo sirve como una guía para otras ciudades; cualquier entidad que quisiera utilizar estos datos debe saber que cada espacio geográfico y servicio ecosistémico cambia notablemente los resultados. Por lo tanto, la consideración de las variables debe analizarse y adaptarse según la necesidad. En clasificaciones futuras se sugiere añadir más especies que se encuentren en el Valle de Aburrá y otras variables relacionadas con la producción de BVOC, polen alergénico, longevidad, grosor foliar, tolerancia a suelos pobres e información de rasgos funcionales de las palmas.

Por último, hay un sinnúmero de información física sobre medidas de rasgos funcionales en plantas arbóreas que debe ser digitalizada para facilitar su acceso a investigadores, y de esta manera contribuir a la eficacia de futuros análisis computacionales, clasificaciones y modelación de captura de contaminantes atmosféricos.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó gracias a la ayuda de la Universidad EIA y al herbario JAUM del Jardín botánico de Medellín.

Referencias

- Akbari, H. (2002). Shade trees reduce building energy use and CO₂ emissions from power plants. *Environmental Pollution*, 116(1), pp. S119-S126. [Online] Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00264-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00264-0). ISSN 0269-7491. [Consultado 4 de junio de 2017].
- Alcázar, C. y Ramírez, W. (2011). El Uso de rasgos funcionales en flora como herramienta para establecer prioridades de conservación. En: *Planeación ambiental para la conservación de la biodiversidad en*

- las áreas operativas de Ecopetrol localizadas en el Magdalena Medio y los Llanos Orientales de Colombia, Bogotá, D.C., Colombia [e-book]. Letras Biológicas, Disponible en: http://www.invenmar.org.co/redcostera1/invenmar/docs/RinconLiterario/2011/julio/J_498.pdf. [Consultado 5 mayo 2017].
- Andersson-Skold, Y., Thorsson, S., Rayner, D., Lindberg, F., Janhäll, S., Jonsson, A., Moback, U., Bergman, R y Granberg, M. (2015). An integrated method for assessing climate related risks and adaptation alternatives in urban areas. *Clim.Risk Manag*, 7, pp. 31-50 [Online] Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.crm.2015.01.003>. [Consultado 4 de junio de 2017].
- Anderson, J., Thundiyil, J. y Stolbach, A. (2012). Clearing the air: a review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *Journal of Medical Toxicology*, 8(2), pp. 166-175. [Online] Disponible en: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3550231/>. [Consultado 4 de junio de 2017].
- Barquero-Salgado, D., Ramírez-Arce, D., Araya-Vargas, A y Villalobos, M. (2014). Efectos inhibidores de crecimiento producidos por el ciprés, *Cupressus lusitana* (Cupressaceae), en el Bosque de La Hoja, Heredia, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 6(1), pp 35-42. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.13140/2.1.5062.2084>. [Consultado 4 de junio de 2017].
- Bedoya, J y Martínez, E. (2008). Air quality in the Aburrá Valley Antioquia-Colombia. *Dyna rev.fac.nac.minas*, 72(158), pp. 7-15. [Online] Disponible en: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0012-73532009000200001&lng=en&nrm=iso. [Consultado 16 de abril de 2018].
- Cámara de Comercio de Medellín para Antioquia. (2017) Perfil socioeconómico de Medellín y el Valle de Aburrá. Disponible en: http://www.camaramedellin.com.co/site/Portals/0/Documentos/2017/Publicaciones%20regionales/17-3Perfil%20ValledeAburra_Oct14.pdf [Consultado 23 agosto 2018].
- Cariñanos, P., y Casares-porcel, M. (2011). Landscape and urban planning urban green zones and related pollen allergy: A review. Some guidelines for designing spaces with low allergy impact. *Landscape and urban planning*, 101(3), pp. 205-214. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.03.006>. [Consultado 16 de abril de 2018].
- Cavanagh, J., Zawar-Reza, Py Wilson, J. (2009). Spatial attenuation of ambient particulate matter air pollution within an urbanised native forest patch. *Urban forestry and urban greening*, 8(1), pp. 21-30. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2008.10.002>. [Consultado 17 de junio de 2017].
- Chen, L., Liu, C., Zhang, L., Zou, R., y Zhang, Z. (2017). Variation in tree species ability to capture and retain airborne fine. *Scientific Reports*, 7, pp. 1-11. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1038/s41598-017-03360-1>. [Consultado 22 de agosto de 2018].
- Colombia. Procuraduría General de la Nación (2017). Pacto por el Aire, Medellín, [https://www.medellincuenta.com/irj/go/km/docs/pccdesign/informativo/MedioAmbiente/Shared Content/Documentos/Pacto por el Aire.pdf](https://www.medellincuenta.com/irj/go/km/docs/pccdesign/informativo/MedioAmbiente/Shared%20Content/Documentos/Pacto%20por%20el%20Aire.pdf)
- Currie, B. A., y Bass, B. (2008). Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban ecosystems*, 11(4), pp. 409-422. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1007/s11252-008-0054-y>. [Consultado 17 de junio de 2017].
- Departamento Nacional de Planeación -DNP-. (2018). Portal Web DNP. [Online] Disponible en: <https://www.dnp.gov.co/programas/ambiente/Paginas/cambio-climatico.aspx>. [Consultado 15 de septiembre de 2018].
- Diaz, S., Donoghue, M., Ewers, R., Jordano, P. y Pearse, W. (2013). Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. *Ecology and evolution*, 3(9), pp. 2958-2975. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1002/ece3.601>. [Consultado 4 de junio de 2017].
- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Sæbø, A. y Gawroński, S (2011). Deposition of Particulate Matter of Different Size Fractions on Leaf Surfaces and in Waxes of Urban Forest Species Size Fractions on Leaf Surfaces and in Waxes. *International journal of phytoremediation*, 13(10), pp.1037-46. [Online] Disponible en: <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.552929>. [Consultado 10 de abril de 2017].
- Earle, C. (2017). The Gymnosperm Database. Disponible en: <https://www.conifers.org/>. [Consultado 20 de marzo de 2018].

- Escobedo, F. J., Kroeger, T., y Wagner, J. E. (2011). Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental pollution*, 159(8-9), pp. 2078-2087. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010>. [Consultado 17 de junio de 2017].
- Escobedo, F., Wagner, J., Nowak, D., De-la-Maza, C., Rodríguez, 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), pp. 148-157. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.11.029>. [Consultado 17 de junio de 2017].
- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., Cariñanos, P., Churkina, G., Fares, S., Le-Thiec, D., Niinemets, U., Mikkelsen, T.N., Paoletti, E., Tiwary, A. y Calfapietra, C. (2016). Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential. *Frontiers in ecology and the environment*, 14(10), pp. 543-550. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1002/fee.1426>. [Consultado 20 de enero de 2017].
- Hermelin, M. (2007). Valle de Aburrá: ¿quo vadis?. *Gestión y ambiente*, 10(2), pp. 7-16. [Online] Disponible en: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/1408>. [Consultado 8 de octubre de 2018].
- IDEAM (2017). Informe del estado de la calidad del aire 2016. [Online] Disponible en: <http://www.sisaire.gov.co:8080/faces/documentos/documentos.jsp> [Consultado 23 agosto 2018].
- IUCN (2018). The IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2018-1. [Online] Disponible en: www.iucn-redlist.org. [Consultado el 22 agosto 2018].
- Janhall, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution - deposition and dispersion. *Atmospheric environment*, 105, pp. 130-137. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>. [Consultado 28 de marzo de 2017].
- Karl, M., Guenther, A., Koble, R., Leip, A., y Seufert, G. (2009). A new European plant-specific emission inventory of biogenic volatile organic compounds for use in atmospheric transport models. *Biogeosciences*, 6, pp. 1059-1087. [Online] Disponible en: <https://doi.org/10.5194/bg-6-1059-2009>. [Consultado 16 de abril de 2018].
- Medellín Cómovamos. (2017). Informe de calidad de vida de Medellín, 2016. Medellín.
- Mo, L., Ma, Z., Xu, Y., Sun, F., Lun, X., Liu, X., y Chen, J. (2015). Assessing the capacity of Plant Species to Accumulate Particulate Matter in Beijing, China. *PLoS ONE*, 10(10), pp. 1-18. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0140664>. [Consultado 16 de abril de 2018].
- Morton-bermea, O., Herna, E., y Garci, E. (2011). Assessment of atmospheric metal pollution in the urban area of Mexico City, using *Ficus benjamina* as bio-monitor. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 86(5), pp. 495-500. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1007/s00128-011-0252-9>. [Consultado 19 de septiembre de 2018].
- Nowak, D., Hirabayashi, S., Bodine, A., y Hoehn, R. (2013). Modeled PM 2.5 removal by trees in ten U. S. cities and associated health effects. *Environmental pollution*, 178, pp. 395-402. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.050>. [Consultado 10 de abril de 2017].
- Nowak, D y Heisler, G. (2010). Air quality effects of urban trees and parks. [e-book]. Research Series Monograph. Ashburn, VA: National Recreation and Park Association. Disponible en: https://www.nrpa.org/uploadedFiles/nrpa.org/Publications_and_Research/Research/Papers/Nowak-Heisler-Summary.pdf. [Consultado 10 de abril de 2017]
- Nowak, D., Crane, D., Y Stevens, J. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry and urban greening*, 4(3-4), pp. 115-123. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>. [Consultado 10 de abril de 2017].
- Jasarevic, T., Thomas, G y Osseiran, N. (2008). Guías de calidad del aire de la OMS relativas al materizal particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. Organización Mundial de la Salud. Disponible en: <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/>. [Consultado 19 de septiembre de 2018].
- Ottelé, M., van Bohemen, D., y Fraaij, A. (2010). Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. *Ecological engineering*, 36(2), pp. 154-162. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.02.007>. [Consultado 10 de abril de 2017].

- Paruolo, P., Saisana, M., y Saltelli, A. (2013). Ratings and rankings: voodoo or science?. *Journal of the Royal Statistical Society*, 176(3), pp. 609-634. [Online] Disponible en: http://www.andreasaltelli.eu/file/repository/rssa_1059.pdf. [Consultado 25 de marzo de 2018].
- Pope, C. A., y Dockery, D. W. (2006). Critical review: health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 56, pp. 709-742. [Online] Disponible en: <http://toxicology.usu.edu/endnote/PM-HealthEffects-Pope2006.pdf>. [Consultado 26 de enero de 2017].
- Posada, E., Gómez, M., y Almanza, J. (2017). Comparative analysis and modelling air quality situations in a sample of world cities. Comparison with the Medellín case. *Revista Politécnica*, 13(25), pp. 9-29. [Online] Disponible en: <http://revistas.elpoli.edu.co/index.php/pol/article/view/1138>. [Consultado 26 de enero de 2017].
- Restrepo-Moreno, S., Fostera D., Stocklib, D y Parra-Sánchez. (2008). Long-term erosion and exhumation of the "Altiplano Antioqueño", Northern Andes (Colombia) from apatite (U-Th)/He thermochronology. *Earth and planetary science letters*, 278(1-2), pp. 1-12. [Online] Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2008.09.037>. [Consultado 8 de octubre de 2018].
- Sánchez-Triana, E., Ahmed, K. y Awe, Y. (2007). Environmental priorities and poverty reduction: a country environmental analysis for Colombia. [e-book]. Directions in development. Environment and sustainable development. Washington, DC: World Bank. ©. Disponible en: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/6700> [Consultado 3 de septiembre de 2017].
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H. y Gawronski, S. W. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment*, 427-428, pp. 347-354. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.084>. [Consultado 26 de enero de 2017].
- Saunders, S, Dade, E y Van Niel, K. (2011). An urban forest effects (UFORE) model study of the integrated effects of vegetation on local air pollution in the western suburbs of Perth, WA. En: 19th International congress on modelling and simulation (MODSIM2011). vol. -, Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand Inc., pp. -, 19th International congress on modelling and simulation (MODSIM2011), Perth, Australia, 12 Dic 2011 - Disponible en: https://www.itreetools.org/resources/reports/Urban_Forest_Effects_Study_Perth_Western_Australia.pdf. [Consultado 3 de septiembre de 2017].
- 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. [Consultado 3 de septiembre de 2017].
- Song, Y., Maher, B. A., Li, F., Wang, X. y Sun, X. (2015). Particulate matter deposited on leaf of five evergreen species in Beijing, China: Source identification and size distribution. *Atmospheric environment*, 105, pp. 53-60. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.032>. [Consultado 22 agosto 2018].
- 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, pp. 98-107. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.001>. [Consultado 20 de abril de 2018].
- Yang, J., Chang, M. y Yan, B. (2015). Ranking the suitability of common urban tree species for controlling PM2.5 pollution. *Atmospheric pollution research*, 6(2), pp. 267-277. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.5094/apr.2015.031>. [Consultado 26 de enero de 2017].
- Yang, J. Yu, Q. y Gong, P. (2008). Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric environment*, (42)31, pp. 7266-7273. [Online] Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.003>. [Consultado 22 agosto 2018]. ISSN 1352-2310
- 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), pp. 65-78. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2004.09.001>. [Consultado 22 agosto 2018].

Yin, S., Shen, Z., Zhou, P., Zou, X., Che, S. y Wang, W. (2011). Quantifying air pollution attenuation within urban parks: An experimental approach in Shanghai, China. *Environmental pollution*, 159(8-9), pp. 2155-2163. [Online] Disponible en: <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.009>. [Consultado 23 agosto 2018].

**PARA CITAR ESTE ARTÍCULO /
TO REFERENCE THIS ARTICLE /
PARA CITAR ESTE ARTIGO /**

Vásquez-Bedoya, M.; Arroyave-Maya, M.d.P. (2019). Clasificación de especies arbóreas según su capacidad para remover material particulado del aire en el Valle de Aburrá. *Revista EIA*, 16(32), Julio-Diciembre, pp. 229-242. [Online]. Disponible en: <https://doi.org/10.24050/reia.v16i32.1270>