

# Universidad de Cuenca



## Facultad de Ciencias Químicas Escuela de Ingeniería Ambiental

### “Determinación de especies vegetales para la captura y retención de material particulado en la zona urbana de la ciudad de Cuenca”

Trabajo de titulación previo a la  
obtención del título de Ingeniero  
Ambiental

**Autor:**

Ronny Rafael Zegarra Peña  
C.I. 0106666795

**Directora:**

Dra. María Elena Cazar Ramírez, Ph. D  
CI:0602243800

Cuenca – Ecuador  
2018



## Resumen

El Material Particulado (PM), es un contaminante atmosférico en áreas urbanas e industriales que a menudo excede los límites establecidos y cuyas concentraciones en la ciudad de Cuenca han ido en aumento debido al creciente parque automotor, representando un riesgo para la salud pública. El uso de vegetación cercana a las vías representa una estrategia relativamente económica, fácil de introducir y ambientalmente amigable para la reducción de los contaminantes atmosféricos provenientes del tráfico vehicular. Si bien se han estudiado las características de la vegetación que beneficia a la captura y remoción del PM, poco se conoce sobre las diferencias entre las especies, cuya información es de importancia para el diseño y alcance de un mayor desempeño de las áreas verdes en la filtración y canalización del aire urbano contaminado. En este estudio se determinó la capacidad de acumulación de PM en cuatro especies arbóreas (*T. stans*, *S. molle*, *C. citrinus* y *P. balsamifera*) que son comúnmente cultivadas a lo largo de las vías de la ciudad de Cuenca. Se cuantificó el PM depositado en las superficies foliares mediante análisis de separación gravimétrica al igual que se evaluó cualitativamente las características morfológicas de rugosidad y pubescencia para determinar su influencia en la captura, encontrándose diferencias de acumulación significativas entre las especies analizadas.

Palabras clave: ACUMULACIÓN EN HOJAS, CALIDAD DEL AIRE, MATERIAL PARTICULADO, ÁRBOLES, ÁREAS VERDES



## Abstract

Particulate Matter (PM), is an atmospheric pollutant in urban and industrial areas that often exceeds the established limits, and whose concentrations in the city of Cuenca have been increased due to the growing automotive park, representing a public health risk. The use of vegetation near roads represents a relatively economic strategy, easy to introduce, and environmentally friendly for the reduction of air pollutants from vehicular traffic. Although the characteristics of the vegetation that benefits the capture and removal of the PM have been studied, little is known about the differences between the species, whose information is important to design and reach a better performance of the green areas in the filtration and channeling of contaminated urban air. In this study, the PM accumulation capacity was determined in four tree species (*T. stans*, *S. molle*, *C. citrinus* and *P. balsamifera*), which are commonly cultivated along the roads of Cuenca city. The PM deposited on the leaf surfaces was quantified using gravimetric separation analysis. Also, the morphological characteristics of roughness and pubescence were evaluated qualitatively to determine its influence on the capture, finding significant accumulation differences among the analyzed species.

Keywords: ACCUMULATION ON LEAVES, AIR QUALITY, PARTICULATE MATTER, TREES, GREEN AREAS



## Índice

Resumen.....	2
Abstract.....	3
1. Introducción.....	9
2. Revisión bibliográfica.....	11
2.1. Material particulado en la contaminación del aire.....	11
2.1.1. Tamaño del Material Particulado.....	11
2.1.2. Formación y composición del Material Particulado.....	12
2.1.3. Material Particulado en Cuenca.....	14
2.1.4. Efectos del Material Particulado en la salud y ambiente.....	14
2.2. Vegetación en el control del Material Particulado.....	16
2.2.1. Deposición del Material Particulado.....	17
2.2.2. Proceso de retención del Material Particulado.....	18
2.2.3. Periodo de equilibrio de deposición del Material Particulado.....	18
3. Metodología.....	19
3.1. Área de estudio y Zonas de muestreo.....	19
3.2. Selección de especies vegetales y toma de muestras.....	20
3.3. Análisis del Material Particulado acumulado.....	21
3.4. Determinación del área foliar y valoración cualitativa de la rugosidad y pubescencia.....	21
3.5. Análisis estadístico.....	22
3.6. Análisis de normalidad.....	23
3.7. Material Particulado Acumulado por especie y zona de muestreo, asociado a parámetros morfológicos.....	24
3.8. Evaluación de las diferencias de acumulación de Material Particulado entre fechas de muestreo, zonas y especies.....	24
3.9. Relación entre la acumulación de PM con las características de rugosidad y pubescencia.....	26
3.10. Clasificación de las especies de acuerdo a la acumulación de Material Particulado.....	27
4. Discusión.....	28
5. Conclusiones.....	31
6. Limitaciones y Recomendaciones.....	31
Referencias.....	32
Anexos.....	37
Anexo 1.....	37
Anexo 2.....	45



Anexo 3..... 46  
Anexo 4..... 49  
Anexo 5..... 51

**Índice de Figuras**

Figura 1: Localización del área de estudio, zonas de muestreo e individuos..... 19  
Figura 2: Especies vegetales seleccionadas ..... 20  
Figura 3: Q-Q plots de la retención de PM por especie. .... 23  
Figura 4: Comparaciones múltiples de medias de acumulación entre especies ..... 26

**Índice de Tablas**

Tabla 1: Efectos del PM en la salud. .... 15  
Tabla 2: Significancia test de normalidad Shapiro-Wilk para acumulación de PM. .... 23  
Tabla 3. Resultados de PM acumulado, área, Rugosidad (R) y Pubescencia (P) de cada especie por zona de muestreo..... 24  
Tabla 4. ANOVA de PM acumulado en cada especie por fecha de muestreo ..... 24  
Tabla 5. ANOVA de PM acumulado en cada especie por zona ..... 25  
Tabla 6. ANOVA PM acumulado entre especies ..... 25  
Tabla 7. Prueba post-hoc: comparaciones múltiples ..... 25  
Tabla 8. Resultados modelos lineares PM acumulado - rugosidad y pubescencia ..... 26  
Tabla 10: Medias de agrupación de la retención y relación con las especies. .... 27



Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio  
Institucional

---

Ronny Rafael Zegarra Peña en calidad de autor y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación **"Determinación de especies vegetales para la captura y retención de material particulado en la zona urbana de la ciudad de Cuenca"**, de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 28 de Junio de 2018

---

Ronny Rafael Zegarra Peña  
C.I: 0106666795

### Cláusula de Propiedad Intelectual

---

Ronny Rafael Zegarra Peña, autor del trabajo de titulación "**Determinación de especies vegetales para la captura y retención de material particulado en la zona urbana de la ciudad de Cuenca**", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor.

Cueca, 28 de Junio de 2018



---

Ronny Rafael Zegarra Peña  
C.I: 0106666795



## Agradecimientos

*A Dios, a mis padres, Lourdes y Rafael, y a mi hermano Pablo, que han sido pilares fundamentales en mi desarrollo como persona, inculcándome en la búsqueda de nuevos horizontes y metas, por sus esfuerzos y apoyo incondicional en todos los aspectos de mi vida.*

*A mi directora, Dra. María Elena Cazar, por compartirme sus valiosos conocimientos e impulsarme a lograr mis objetivos académicos. Gracias por la ayuda en el desarrollo de este trabajo y ser un modelo personal en el camino de la ciencia.*

*Al Centro de Estudios Ambientales (CEA), de manera especial a la Ing. Ana Astudillo e Ing. Diana Brazales, por las facilidades prestadas para el desarrollo de este estudio, por su guía, ayuda y apoyo personal.*

*A todas esas personas, profesores y amigos que han transcurrido por mi vida, enseñándome y compartiendo sus experiencias.*

*En especial a Jhonny, hermano, fiel compañero, y Mayra, por alentarme a perseguir mis metas y por compartir su amistad de forma incondicional.*



## 1. Introducción

Uno de los mayores impactos de la contaminación del aire al ser humano está representado en la Carga Mundial por Morbilidad (CMM), que cuantifica las pérdidas de vida sana por mortalidad prematura o por el tiempo vivido con una salud apocada, la cual es mayor en las grandes ciudades y en aquellas con rápido crecimiento ubicadas en países en desarrollo (Cohen et al., 2005). Se estima que la contaminación del aire es responsable de 3,1 millones de muertes prematuras alrededor de todo el mundo y representa un 3,2% de la CMM (WHO, 2009). Donde el material particulado (PM, por sus siglas en inglés), es responsable de un 3% de las muertes por enfermedades cardiopulmonares en adultos, 5% por cánceres de tráquea, bronquios y pulmones, y cerca del 1% en muertes por infecciones respiratorias agudas en niños de las zonas urbanas alrededor del mundo. Sin embargo, el hecho de que solo los impactos de mortalidad por exposición fueron estimados en la CMM, se sugiere una subestimación de los impactos reales (Cohen et al., 2005).

El incremento de concentraciones de PM está liderado por la industrialización y expansión urbana, presentando efectos adversos en el clima, debido a la absorción de radiación solar, aumento de la temperatura atmosférica y contribución al fenómeno de isla de calor urbano; además de modificar indirectamente las propiedades de las nubes y alterar el ciclo del agua (Sander, Mira-Salama, & Feuerbache, 2015). Grantz et al. (2003) indica que los efectos directos a los ecosistemas recaen sobre la reproductibilidad de las especies vegetales, alteración de microorganismos y ciclos nutritivos, lo cual genera impactos negativos en la estructura, función y biodiversidad de los ecosistemas.

Según Espinoza (2008), en la ciudad de Cuenca, la contaminación del aire es causada en un 80% por las elevadas emisiones del parque automotor, el cual crece un 12% anual solamente en vehículos no comerciales (Sander et al., 2015). De esta manera el aire ambiente tiene elevadas concentraciones de PM que tiene como parte de su composición metales pesados (Fe, Zn, Mn, Cu, Ni) y aniones (Cl<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub>); superando los límites establecidos en la normativa nacional para este contaminante (Astudillo-Alemán et al., 2015). Sin embargo, pese a la implementación de la Revisión Técnica Vehicular (RTV), la cual se encuentra vigente desde el año 2008 con el fin de controlar las emisiones generadas por el parque automotor (EMOV EP, 2016a), estas han seguido en aumento. Esta situación se refleja en los Informes de Calidad del Aire realizados por la Empresa Pública de Movilidad, Tránsito y Transporte de Cuenca (EMOV-EP), donde los promedios anuales para las concentraciones de PM<sub>10</sub> desde el año 2011 (39,5 ug\*m<sup>-3</sup>), que, si bien no sobrepasaban los límites establecidos por la



Norma de Calidad de Aire Ambiente (NCAA) ( $50 \text{ ug} \cdot \text{m}^{-3}$ ), han alcanzado este límite para el año 2016 ( $49,9 \text{ ug} \cdot \text{m}^{-3}$ ) (EMOV EP, 2011, 2016b).

Varios estudios han confirmado la efectividad de las plantas para la purificación del aire, a través de la captura de varios contaminantes, incluyendo el PM (Janhäll, 2015). Investigaciones realizadas en Beijín, China y en los Estados Unidos, indican que los árboles en el centro de la ciudad y a lo largo de distintos estados removieron 772 y 215,000 toneladas de  $\text{PM}_{10}$  en un año, respectivamente. Además de la remoción de cientos de toneladas de Óxido de Nitrógeno, Ozono y Dióxido de azufre en el mismo periodo de tiempo (Nowak, Crane, & Stevens, 2006; Yang, McBride, Zhou, & Sun, 2005).

Si bien la vegetación presenta una mayor probabilidad de deposición de partículas y moléculas de gas por su gran relación de área - volumen en comparación con las superficies lisas de las áreas urbanas (Roupsard et al., 2013). Estudios recientes han demostrado que factores dependientes de las especies como el dosel, morfología, densidad, rugosidad y exudados, pueden afectar los procesos de captura y retención de las partículas por parte de la vegetación (Janhäll, 2015; Xie et al., 2018), existiendo así especies con una mayor eficacia en la reducción de la contaminación atmosférica. El estudio de las especies vegetales y sus características relacionadas con la reducción de contaminantes atmosféricos es de importancia para el uso y mejoramiento del desempeño de las áreas verdes. Se trata de una alternativa económica a la par de las acciones de control para la reducción de los contaminantes urbanos generados por el parque automotor. De esta manera se desarrollan conocimientos dirigidos al control y mejoramiento de la calidad del aire, como lo estipula el Plan Nacional de Calidad del Aire (PNCA), y el Plan Nacional de Desarrollo (PND) con el fin de garantizar la calidad de vida de los pobladores y su derecho a vivir en un ambiente sano (Hernández, Encalada, & Molina, 2010; Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo, 2017).

El presente trabajo de investigación se planteó con el fin de evaluar la existencia de especies nativas o introducidas dentro de las ya sembradas en parterres y áreas verdes de la ciudad, que resisten al estrés ambiental y tienen un uso potencial para la captura y retención del PM, cuya capacidad está relacionada con sus características morfológicas.

A continuación, se presentan los objetivos del estudio.

Objetivo General:

- Identificar especies vegetales con potencial para captura y retención de Material Particulado en la zona urbana del cantón Cuenca



### Objetivos específicos

- Cuantificar el Material Particulado capturado por las diferentes especies vegetales, utilizadas en la actualidad en parterres de la ciudad de Cuenca.
- Correlacionar características morfológicas de las especies con su capacidad para acumular material particulado.
- Clasificar las especies vegetales según su capacidad de retención de Material Particulado.

## 2. Revisión bibliográfica

### 2.1. Material particulado en la contaminación del aire

La contaminación del aire es la presencia de sustancias en la atmósfera, las cuales son peligrosas para los humanos u otros organismos vivos (Donahue, 2018). La Organización Mundial de la Salud (OMS) define a estos contaminantes como sustancias emitidas al aire por la actividad humana en concentraciones suficientes para causar efectos dañinos a la salud, propiedad, o rendimiento de los cultivos (WHO, 1996).

Los contaminantes en el aire se clasifican en los llamados contaminantes criterio y contaminantes peligrosos para el aire; si bien ambos son peligrosos, los contaminantes criterio son aquellos que se usan para medir la calidad del aire de una región, siendo estos el material particulado (PM), ozono troposférico ( $O_3$ ), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno ( $NO_2$ ), dióxido de azufre ( $SO_2$ ) y plomo (Pb) (Vallero, 2014).

Tres de las diez principales fuentes de mortalidad global son atribuidas a la contaminación del aire; especialmente por exposición a humo de tabaco, contaminación del aire doméstico por combustibles sólidos, y exposición a contaminación ambiental por material particulado (PM por sus siglas en inglés).

El Material Particulado, es el término utilizado para la mezcla de partículas sólidas y líquidas en el aire (aerosol atmosférico), que engloba las partículas como polvo, tierra, hollín o humo; no es una entidad química específica y resulta de una mezcla de partículas de diferentes fuentes, tamaños, composiciones y propiedades (Grant, Kotchmar, National Center for Environmental Assessment, & USEPA, 2004).

#### 2.1.1. Tamaño del Material Particulado

El tamaño de las partículas se define como un diámetro equivalente al de una esfera que tendría el mismo comportamiento físico que la partícula analizada; siendo descritas, según su importancia, por el diámetro aerodinámico o el diámetro de Stokes. El diámetro de Stokes es apropiado para determinar el comportamiento de partículas regidas por la difusión, generalmente en el interior del organismo, mientras que el



diámetro aerodinámico es de importancia para conocer la distribución física de las partículas, por lo cual es utilizado para partículas mayores a  $0,5 \mu\text{m}$  (Grant et al., 2004).

El diámetro aerodinámico permite describir el comportamiento de las partículas en la atmósfera y es definido como: el diámetro de una partícula esférica de densidad igual a  $1\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , que tiene en el aire la misma velocidad de sedimentación que la partícula considerada (Observatorio de Salud y Medio Ambiente de Andalucía, n.d.); siendo el PM clasificado de acuerdo a su tamaño como grueso, fino y ultrafino.

Las medidas del PM en el aire urbano usadas para el estudio de sus efectos y regulación, incluyen un modo de núcleo, referido como partículas ultrafinas que tienen un diámetro aerodinámico menor a  $0,1 \mu\text{m}$  y que generalmente no permanecen en el aire debido a su rápida formación a partículas finas mediante coagulación; seguido por un modo de acumulación (diámetro aerodinámico entre  $0,1 \mu\text{m}$  y aproximadamente  $1 - 2,5 \mu\text{m}$ ), que cuenta como la mayoría de la masa de las partículas suspendidas y se deposita lentamente (Rai, 2015), por lo cual presenta un largo tiempo de vida en la atmósfera ( $5 - 10$  días), transporte de miles de kilómetros, ingreso a espacios interiores y es mayormente ligado a efectos adversos en la salud (Donahue, 2018); finalmente, un modo grueso ( $1$  a  $100 \mu\text{m}$  o más) que se deposita relativamente rápido, con una vida media menor a dos días (Rai, 2015).

De esta manera, el PM que es descrito comúnmente por una fracción gruesa y una fina, se identifica mediante los cortes regulatorios  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2,5}$ , los cuales fueron establecidos principalmente para su monitoreo y regulación, debido a la capacidad de entrada a varios compartimentos del sistema respiratorio. El  $\text{PM}_{10}$  incluye partículas con diámetro aerodinámico menor o igual a  $10 \mu\text{m}$  que ingresan en la región torácica del tracto respiratorio humano, mientras que el  $\text{PM}_{2,5}$ , que de igual manera incluye las partículas menores e iguales a  $2,5 \mu\text{m}$ , fue establecido para separar las partículas finas de las gruesas, debido a la variación de tamaños, propiedades físico-químicas y toxicología entre estas, cuyos efectos en la salud han sido observados en varios estudios epidemiológicos (Grant et al., 2004).

### **2.1.2. Formación y composición del Material Particulado**

Al igual que otros contaminantes atmosféricos, el PM proviene de fuentes naturales en forma de polvos, polen, aerosoles marinos, entre otros, que son emitidos mecánicamente al aire desde el suelo, plantas y océanos. Sin embargo, se ha observado que dentro de las actividades humanas se emiten una amplia variedad de PM proveniente de múltiples procesos como: la combustión de productos sólidos, líquidos o gaseosos, evaporación de pinturas o materiales de cubierta, fundición de metales, manufactura de productos químicos, producción agrícola y procesamiento de



alimentos, actividades industriales y relacionadas a la construcción, manejo de desechos, polvo de las vías, uso de neumáticos y frenos, entre otras actividades (Jinyou Liang, 2013).

El PM puede ser líquido, sólido o contener un núcleo sólido rodeado por una barrera líquida como lo son las partículas higroscópicas; todas estas pueden contener iones inorgánicos, componentes metálicos, carbón elemental, componentes orgánicos y de la corteza terrestre, siendo la fracción orgánica especialmente compleja, al contener cientos o miles de componentes (Grant et al., 2004).

El esquema general de formación del PM puede describir su inicio con la nucleación de un material en fase gaseosa que resulta en partículas ultrafinas, las cuales pueden crecer a finas o gruesas por condensación o coagulación, es decir, una fase gaseosa sobre las partículas existentes o la combinación de dos partículas por acciones mecánicas o reacciones químicas (Grant et al., 2004). De esta manera, el PM puede ser primario o secundario; denominándose primario cuando conserva la misma forma química que cuando fue emitido hacia la atmósfera y secundario cuando es formado por reacciones químicas en la misma (Grant et al., 2004).

Las partículas primarias de fracción gruesa como: el polvo transportado por el viento, sales de mar, polvo de las vías, cenizas u hollín; son formadas mediante procesos mecánicos y generalmente tiene como parte de su composición elementos de la corteza terrestre como calcio, magnesio, hierro, algunos materiales orgánicos como esporas de polen y restos de plantas y animales (Grant et al., 2004); mientras que las partículas primarias de fracción fina son partículas o vapores emitidos directamente y que se condensan rápidamente mediante nucleación, incluyendo el hollín, una gran variedad de componentes orgánicos y componentes de arsénico, selenio, zinc, etc., condensados del vapor formado durante procesos de combustión o fundición (Grant et al., 2004).

Según Grant et al. (2004), en la atmósfera se encuentran cuatro clases de sustancias con presiones de vapor suficientemente bajas para formar partículas de fracción fina, como son:

- Partículas con contenido de metales pesados: Impurezas metálicas en carbón o combustibles que son vaporizados durante la combustión y precede la nucleación.
- Carbón elemental y hollín: Formados principalmente por la condensación de  $C_2$  generado durante la combustión.
- Carbón orgánico: Proveniente de la oxidación de ciertos componentes orgánicos que se encuentran en la atmósfera.

- Sulfatos: Ácido sulfúrico generado en la atmósfera por la conversión del dióxido de azufre emitido de los combustibles fósiles.

Generalmente, el PM secundario es en mayoría formado por condensación de vapores de reacciones químicas de gases precursores y gases libres, adsorbidos en otras partículas o disueltos en la atmósfera, involucrando oxígeno ( $O_2$ ) y vapor de agua ( $H_2O$ ), especies reactivas como ozono ( $O_3$ ), radicales hidroxilo (OH), nitratos ( $NO_3$ ), y contaminantes como dióxido de azufre ( $SO_2$ ), óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ) y gases orgánicos de fuentes naturales y antrópicas (Grant et al., 2004).

### 2.1.3. Material Particulado en Cuenca

Una de las principales fuentes de generación de PM en la zona urbana es el tráfico vehicular por los motores de combustión interna y sus emisiones de escape, cuyo PM tiene como componente principal al hollín (50%), que se genera por una combustión a altas temperaturas con una concentración insuficiente de oxígeno, junto a otras fases orgánicas sólidas o líquidas en el mismo (Mohankumar & Senthilkumar, 2017); además del uso de frenos, desgaste de neumáticos e incluso por el desgaste de la vía (Thorpe & Harrison, 2008); otra fuente de menor magnitud está relacionada con la evaporación de combustibles o solventes de uso industrial (Donahue, Robinson, & Pandis, 2009).

El estudio del Costo de la Contaminación del aire en la ciudad de Cuenca, ubica a las emisiones de los vehículos a diésel como el principal contribuyente de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ , siendo las emisiones del tráfico vehicular responsables de un tercio de las emisiones. Sin embargo, si se excluyen las fuentes naturales, el tráfico cuenta por más del 50% del total de emisiones (Sander et al., 2015).

Esto se debe a que las emisiones de los vehículos a diésel contienen del 5 al 20% de la masa en fracción gruesa depositadas en las superficies del escape, 1 al 20% de la masa en modo de núcleos, que representa más del 90% del número de partículas emitidas (Kittelson, 1998), y finalmente la mayoría de su masa que se encuentra en el modo de acumulación, donde residen aglomerados carbonáceos con varios materiales adsorbidos en una fase acuosa, cuya composición para la ciudad de Cuenca resultó ser: metales pesados como Hierro (Fe), Zinc (Zn), Manganeseo (Mn), Cobre (Cu), Níquel (Ni) y aniones Cl,  $NO_3$ ,  $SO_4$  (Astudillo Alemán et al., 2015).

### 2.1.4. Efectos del Material Particulado en la salud y ambiente

Debido a la gran cantidad de componentes, la exposición al PM es un riesgo de salud pública a nivel global, presentando también efectos en la atmósfera y peligro a los ecosistemas en general (Grantz et al., 2003). Rai (2015), lista los impactos adversos de las diversas fracciones de PM en la salud (Tabla 1). Donahue (2018) indica que la

capacidad de interacción del PM con la luz puede causar un enfriamiento de la superficie terrestre por el albedo que presentan las partículas, al igual que un calentamiento general por la absorción de luz en la atmósfera, generando cambios dramáticos en el clima. Además, el PM ejerce un efecto indirecto en la modificación de las propiedades de las nubes y alteración del ciclo hidrológico, al actuar como núcleos de condensación para posterior precipitación, con lo cual puede transportarse y depositarse en el suelo o cuerpos de agua, aumentando su acidez, afectando los balances de nutrientes y alterando los ecosistemas (Sander et al., 2015). Según Grantz et al. (2003), el mayor daño a largo plazo del PM, desde una perspectiva humana, es en la reducción de biodiversidad y pérdida de los servicios y bienes ecosistémicos tras su deposición en los distintos compartimentos ambientales.

Tabla 1: Efectos del PM en la salud (Rai, 2015).

<b>Material Particulado</b>	<b>Impactos en la salud</b>
<b>Fracción Fina y ultrafina</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Irritación ocular, desordenes respiratorios como estornudos, bloqueo nasal, toz e hiperacidez.</li> <li>• Síntomas incrementados de obstrucción de vías respiratorias, incluyendo: tos, bronquitis y enfermedades del pecho.</li> <li>• Función pulmonar reducida por inflamación alveolar, incrementando la viscosidad del plasma sanguíneo - coagulación de la sangre, afectando el tono vascular y funciones endoteliales.</li> <li>• Hipoxemia media o disminución de la saturación de oxígeno en la sangre, Inflamación vascular y sistémica - aterosclerosis temprana, Infartos al miocardio, daño cardiaco isquémico, arritmias.</li> <li>• Estrés oxidativo, daño celular y mitocondrial</li> <li>• La exposición a corto plazo tiene un efecto de inflamación aguda que resulta en una marcada leucocitosis y activación de mastocitos.</li> <li>• Afecta el peso de nacimiento de los infantes, causando síndrome de muerte temprana.</li> </ul>
<b>PM<sub>10</sub></b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Asociado con un incremento de enfermedades cardiacas entre la población adulta.</li> <li>• Generación de desórdenes respiratorios agudos como sinusitis, bronquitis, asma, alergias y daño a las funciones defensivas de los alveolos, incrementando infecciones respiratorias.</li> </ul>
<b>Metales pesados en el PM</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Causa una desnaturalización de proteínas causando un mal funcionamiento o muerte de las células, cáncer, toxicidad neuronal, cardiaca e inmunológica.</li> <li>• Incremento de la morbilidad en la comunidad.</li> </ul>

## 2.2. Vegetación en el control del Material Particulado

Se considera que los contaminantes primarios son, en cierta manera, más fáciles de manejar que los contaminantes secundarios; debido que se puede controlar la cantidad de emisiones al sustituir un proceso o actividad por uno con un diseño más limpio, o añadir un tratamiento al final del proceso; mientras que los contaminantes secundarios son de mayor complejidad porque toman un tiempo para su formación, a menudo de horas a días, y muchos persisten en la atmósfera hasta su remoción por vía húmeda o deposición seca. (Donahue, 2018).

Si bien en la actualidad los esfuerzos son dirigidos a mitigar las emisiones mediante el control de combustibles y regulación del tráfico vehicular, desafortunadamente, la legislación y normativa que se formulan, consideran las emisiones y soluciones de forma local, sin tomar en cuenta el amplio rango de transporte de este contaminante (Donahue, 2018), apuntando a la necesidad de desarrollar tecnologías in situ que complementen los controles establecidos.

De esta manera los espacios incidentales pertenecientes a las vías o comúnmente llamados parterres, los cuales no tienen otro fin además de brindar seguridad, amenidad visual o separación física (Stanley, Stark, Johnston, & Smith, 2012), son considerados de importancia por su cercanía al tráfico vehicular y capacidad de albergar vegetación; la cual ha sido considerada como una herramienta que presenta grandes ventajas en la remoción de los contaminantes atmosféricos a más de brindar beneficios adicionales como la regulación de la temperatura y pluviosidad, reducción del ruido, mejoras estéticas y experiencia natural; todos estos denominados servicios ecosistémicos que están asociados con mejoras físicas, mentales, de salud y vitalidad en la comunidad (Baldauf, 2011).

Se han desarrollado varios modelos con el fin de estimar la remoción de contaminantes por las especies vegetales, en los cuales los principales elementos considerados son la deposición del PM, como proceso de transporte desde el aire a la superficie vegetal, y la intercepción de las partículas que esta relacionado a las propiedades de la superficie (Janhäll, 2015).

La deposición es usualmente descrita como el transporte del PM a través de un flujo laminar sobre una capa homogénea de vegetación, usando como parámetro la velocidad de deposición, definida como el recíproco a la resistencia de deposición. Este parámetro fue desarrollado inicialmente en los años 80's utilizando experimentos de túnel de viento con gramíneas, donde se fuerza el paso del aire a través de la vegetación; lo cual no es usual en condiciones naturales, debido a que el aire puede pasar por varias direcciones alrededor de la misma; sin embargo se ha desarrollado



este concepto en modelos genéricos que simulan la deposición a diferentes capas en doseles y bosques (Fuzzi et al., 2015; Janhäll, 2015).

Otro factor dentro de los modelos establecidos es la intercepción o cantidad de PM depositado, el cual es altamente sensible al tamaño de la superficie vegetal y está ligado con el Índice de Área Foliar. Este parámetro se define como la cantidad de área de la superficie vegetal en relación al área del suelo. En algunos modelos también se considera la orientación de las hojas de forma adicional (Fuzzi et al., 2015).

Si bien los modelos incluyen diferentes tipos de deposición de las partículas (difusión, intercepción, impacto, sedimentación), también excluyen procesos de interacción entre partículas, entre partículas-gases, el impacto de los gradientes de temperatura y la estabilidad meteorológica, reflejando la variabilidad de captura en las ratios de deposición de las diferentes especies (Janhäll, 2015).

Aunque se conoce sobre el mecanismo de deposición en la vegetación, poco se sabe sobre la diferencia de acumulación real del PM entre especies, siendo de importancia al considerar el gran número de especies arbóreas y arbustivas usadas en las áreas urbanas, además de que su selección junto al diseño de plantación puede aumentar el rendimiento en la filtración del PM (Dzierżanowski, Popek, Gawrońska, Sæbø, & Gawroński, 2011).

### **2.2.1. Deposición del Material Particulado**

La deposición del PM se puede realizar por tres vías, denominadas deposición húmeda, seca y oculta (Grantz et al., 2003). La deposición húmeda incluye un barrido de las partículas por nucleación, en el cual se da la formación de nubes con el PM como núcleos de condensación y posterior precipitación, siendo de mayor importancia por inducir la deposición de sulfatos, nitratos y amonio; mientras que en el barrido por arrastre, la lluvia o nieve intercepta el PM de la atmósfera y precipita en las superficies, considerando que las gotas de las nubes pueden coleccionar PM adicional; adicionalmente una deposición a través de difusión browniana, impacto e intercepción, considerados estos últimos como contribuciones menores (Fuzzi et al., 2015).

La deposición seca es también otro mecanismo de remoción de mayor lentitud, en el cual las partículas son transportadas hacia las superficies, principalmente por acción de la gravedad, viento o turbulencias (Fuzzi et al., 2015).

Finalmente, la deposición oculta está dada por la mezcla de los dos tipos de deposición previos, en la cual los contaminantes gaseosos son disueltos en la niebla o nubes, se produce una nucleación acuosa en partículas preexistentes y estas pueden colisionar o disolver, presentando una estabilidad y persistencia en la atmósfera, para depositarse finalmente por gravedad o lluvia. Este tipo de deposición es significativo

en sitios con altas elevaciones o cercanas a las zonas de generación de nubes (Grantz et al., 2003).

### **2.2.2. Proceso de retención del Material Particulado**

El proceso específico de retención del PM inicia cuando las partículas atmosféricas tienen contacto con una superficie; al depositarse sobre las superficies foliares, el PM puede ser en parte absorbido a través de la cutícula de las hojas o penetrar en sus estomas, mientras que lo depositado en la superficie del suelo puede ser absorbido por las plantas a través de las raíces (Cai, Xin, & Yu, 2017) y descompuesto por consorcios bacterianos presentes en el suelo como en las hojas (Weyens et al., 2015). Estudios recientes han demostrado que varios factores pueden afectar los procesos de deposición e intercepción de las partículas por la vegetación (Janhäll, 2015), los cuales pueden ser categorizados en factores externos y factores personales.

Los factores externos incluyen la concentración y tamaño de las partículas, temperatura, humedad y velocidad del viento; mientras que los factores personales incluyen características de las ramas y hojas de los árboles, los cuales dependen principalmente de la especie (Xie et al., 2018).

Sin embargo, el PM interceptado por la superficie vegetal puede retornar a la atmósfera o al suelo por las altas velocidades del viento, lluvias intensas u otras fuerzas externas (Cai et al., 2017).

### **2.2.3. Periodo de equilibrio de deposición del Material Particulado**

El PM alcanza un punto máximo de deposición en las superficies foliares durante el denominado periodo de equilibrio de deposición. Este es considerado como el lapso de tiempo en el cual inicia la acumulación del PM después de que las hojas recuperasen su capacidad de retención, la cual se da tras precipitaciones con intensidad mayor a 15 mm o velocidades del viento por encima de los 17 m\*s<sup>-1</sup>, y termina cuando se recolecta las muestras (Huixia, Hui, & Yanhui, 2015).

De esta manera se ha demostrado que la cantidad de PM en las hojas es afectada por el periodo de acumulación, ocurriendo el pico máximo de acumulación en el día 10 y alcanzando valores de equilibrio en la retención al día 28, después de una fuerte precipitación, considerando la deposición y remoción constante en este periodo por parte del viento y la lluvia (Huixia et al., 2015).

### 3. Metodología

Se desarrolló un estudio de tipo descriptivo y no probabilístico para determinar especies vegetales presentes en la ciudad de Cuenca con capacidad de retención de material particulado proveniente de las emisiones del tráfico vehicular. Esta propuesta se basó en la selección de cuatro especies vegetales presentes en áreas verdes centrales y laterales de las vías de la ciudad, la obtención de valores cuantitativos de acumulación de PM en cada una y cualitativos relacionados a características propias de las especies.

#### 3.1. Área de estudio y Zonas de muestreo

El área de estudio comprendió la zona urbana de la ciudad de Cuenca, ubicada al norte del cantón Cuenca, provincia del Azuay; zona centro sur, región seis de la República del Ecuador. La ciudad se ubica en un rango altitudinal de 2.350 a 2.550 m.s.n.m., atravesada por los ríos: Tomebamba, Yanuncay, Tarqui y Machángara; su clima es templado con una temperatura media anual de 13 a 19 °C y comprende un área de 72,32 km<sup>2</sup> que alberga una población de 331.888 habitantes (Bermeo, 2013).

Se seleccionaron como zonas de muestreo la Av. de las Américas y Av. 10 de Agosto (Figura 1), las cuales son frentes de ejes urbanos (Bermeo, 2013); debido a las turbulencias que se generan en estas por las altas velocidades de circulación vehicular (Musa, Osman, & Hamat, 2012), lo cual representa condiciones adversas para la deposición del PM, permitiendo estimar la capacidad intrínseca de captura de cada especie.

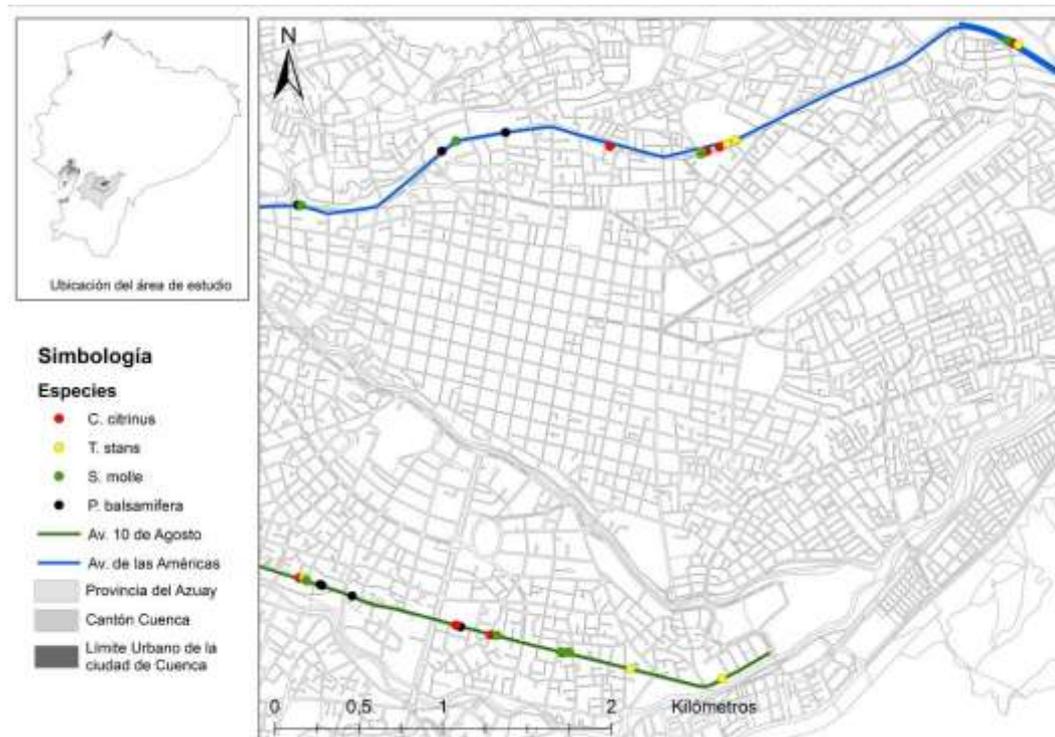


Figura 1: Localización del área de estudio, zonas de muestreo e individuos.

### 3.2. Selección de especies vegetales y toma de muestras

Se seleccionaron cuatro individuos para cada especie por zona, siendo estas las especies: *Schinus molle* Linn (a), *Tecoma stans* H.B.K (b), *Callistemon citrinus*. (c) y *Populus balsamífera* (d), de las cuales, las dos primeras son especies nativas y las dos últimas exóticas (Figura 2); todas de uso común en las áreas verdes de la ciudad (Idrovo Murillo, 2001; Ochoa et al., 2015), cuya descripción fisiológica y fotografías se detallan en el Anexo 1.



Figura 2: Especies vegetales seleccionadas (Herbario Digital Universidad del Azuay, 2017; New York Botanical Garden, 2018)

Se extrajeron muestras de hojas de cada individuo, realizándose los muestreos los días 9 de noviembre y 9 de diciembre del 2017; contemplando un intervalo de treinta días entre cada muestreo. Siguiendo la metodología descrita por Dzierżanowski et al. (2011) y Sæbø et al. (2012), las hojas colectadas se encontraban expuestas directamente al tráfico vehicular y a una altura entre los 0,6 y 2 metros sobre el nivel del piso, debido a que no existe diferencia de acumulación en este rango (Ottelé, van Bohemen, & Fraaij, 2010). Las hojas fueron colocadas en bolsas de papel, marcadas y almacenadas a temperatura ambiente hasta su análisis en laboratorio. Los códigos y coordenadas de ubicación de los individuos se detallan en el Anexo 2.

### 3.3. Análisis del Material Particulado acumulado

Se realizó el lavado de las muestras, colocando las hojas colectadas en un vaso de precipitación con 250 ml de agua destilada y utilizando un plato agitador a 800 rpm durante 3 minutos para remover el PM acumulado en las hojas, adicionando más tiempo de agitación que el propuesto por Dzierzanowski et al. (2011), debido a la densidad de las muestras.

Luego el agua fue filtrada utilizando una malla de poliamida de nylon con diámetro de retención de 250  $\mu\text{m}$ , para eliminar las partículas mayores a este tamaño, las hojas lavadas fueron secadas a temperatura ambiente y almacenadas para el posterior análisis fotogramétrico. El agua resultante pasó a través de un filtro de microfibras de cuarzo QM-A (retención de 0,3  $\mu\text{m}$ ) marca Whatman, colocado en el interior de un embudo Büchner, acoplado a un matraz Kitasato y conectado a una bomba de succión; colectando así una fracción de PM: 2,5 - 250  $\mu\text{m}$ .

Luego de la filtración, los filtros fueron secados a 60°C durante 30 minutos en una estufa, estabilizados por 30 minutos en una cámara desecadora y pesados en una balanza analítica (Dzierzanowski et al., 2011).

Todos los filtros fueron estabilizados previo a la filtración en una cámara desecadora con una temperatura de  $20 \pm 5$  °C y HR de  $25 \pm 5\%$  durante 24 horas con pesaje previo posterior estabilización (Balcarce, 2009).

### 3.4. Determinación del área foliar y valoración cualitativa de la rugosidad y pubescencia.

Se determinó el área foliar de cada muestra mediante un análisis fotogramétrico, utilizando el software Photoshop CS6. Se ingresaron fotografías de cada muestra extendida sobre un papel milimetrado, evitando el solapamiento de las hojas, como se muestra un ejemplo en el Anexo 3. Mediante este análisis se obtuvo el área foliar, la cual fue relacionada con el peso de PM acumulado, obtenido según lo descrito en 3.3. El cálculo expresa el peso de PM acumulado por  $\text{cm}^2$  de área foliar, por especie (Dzierzanowski et al., 2011).

Se evaluaron las características de rugosidad y pubescencia de cada especie mediante una escala subjetiva, reportada previamente (1=poco y 5=mucho) con el uso de un microscopio óptico Olympus, con ampliación de campo 4x y 10x (Sæbø et al., 2012).

### 3.5. Análisis estadístico

Los datos fueron organizados en una hoja de cálculo, usando el software Excel ® (Anexo 4). Las variables fueron analizadas con herramientas de estadística descriptiva utilizando el software estadístico R versión 3.2.2 y su interfaz R Studio versión 0.99.484.

Se realizaron pruebas gráficas de normalidad a los valores de acumulación de PM ( $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ ) de cada especie mediante gráficos de cuantiles: Q-Q norm y Q-Q line (Figura 3) y una prueba analítica utilizando el test Shapiro-Wilk ( $\alpha=0,05$ ).

Con el fin de determinar si existen diferencias significativas en la acumulación de PM entre zonas, muestreos y especies, se realizó un análisis de varianza a una vía, considerando la cantidad de PM acumulado como la variable dependiente de la especie y estableciendo como hipótesis nula que no existen diferencias significativas entre las medias de acumulación entre las especies ( $\alpha=0,05$ ). Además, se realizó la prueba de diferencia significativa honesta de Turkey (HSD Turkey) post hoc al análisis de varianza, para determinar que medias de acumulación de PM difieren significativamente de otras ( $\alpha=0,05$ ).

Se realizaron modelos de regresión lineal ( $\alpha=0,05$ ) para determinar el grado de dependencia de la acumulación de PM en las superficies foliares, con respecto a las características de rugosidad y pubescencia, los cuales se realizaron por separado para cada característica.

Finalmente, se aplicó el método de agrupación K-means para realizar una partición de las especies vegetales, solicitando al algoritmo establecer tres medias de agrupación, las cuales se categorizaron como de baja, media y alta capacidad. De esta manera los individuos pertenecerán a un grupo considerando la cercanía de su valor con respecto a la media más cercana.

## Resultados

### 3.6. Análisis de normalidad

Se comprobó la normalidad de los datos de acumulación de PM por especie de forma gráfica y analítica, observándose que las especies *Schinus molle* L y *Callistemon citrinus*, presentan valores atípicos de acumulación (Figura 3). Estos valores fueron eliminados del conjunto de datos (resaltados en el Anexo 2). Posteriormente se aplicó la prueba de normalidad Shapiro-Wilk, aceptándose la hipótesis de normalidad ( $\alpha=0,05$ ) cuyos valores de probabilidad pre y post corrección se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2: Significancia test de normalidad Shapiro-Wilk para acumulación de PM.

	<i>P. balsamífera</i>	<i>C. citrinus</i>	<i>T. stans</i>	<i>S. molle</i>
<b>Pre</b>	P = 0,1261	P = 0,0002323	P = 0,6251	P = 0,0003731
<b>Post</b>		P = 0,7792		P = 0,6136

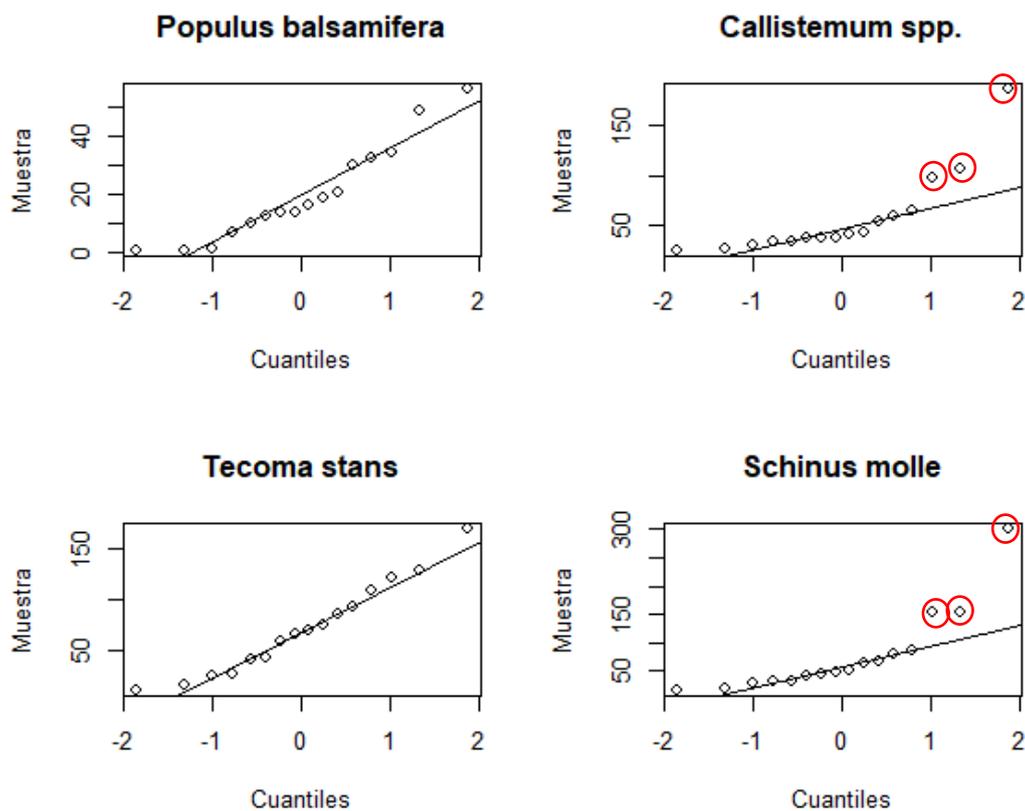


Figura 3: Q-Q plots de la retención de PM por especie.

### 3.7. Material Particulado Acumulado por especie y zona de muestreo, asociado a parámetros morfológicos

A continuación, se muestra una tabla resumen de las variables de PM acumulado y área de las muestras colectadas, sus valores promedio y desviaciones estándar de acuerdo a la zona de muestreo; además de los valores de rugosidad y pubescencia asignados a cada especie tras la valoración cualitativa de las características foliares.

Tabla 3. Resultados de PM acumulado, área, Rugosidad (R) y Pubescencia (P) de cada especie por zona de muestreo

Especie	n	Zona de muestreo	PM acumulado (ug*cm <sup>2</sup> )		Área (cm <sup>2</sup> )		R	P
			$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$		
<b>T. stans</b>	8	Av. 10 de Agosto	49,32	27,42	184,10	62,50	4	3
	8	Av. de las Américas	94,06	48,70	149,74	64,22		
<b>S. molle</b>	6	Av. 10 de Agosto	52,51	20,21	125,26	36,55	1	1
	7	Av. de las Américas	40,61	24,40	184,13	69,54		
<b>C. citrinus</b>	6	Av. 10 de Agosto	31,47	6,63	255,89	67,82	1	4
	4	Av. de las Américas	35,45	4,89	261,19	51,85		
<b>P. balsamifera</b>	8	Av. 10 de Agosto	13,91	15,33	212,26	65,86	2	1
	8	Av. de las Américas	25,67	16,73	201,36	87,11		

### 3.8. Evaluación de las diferencias de acumulación de Material Particulado entre fechas de muestreo, zonas y especies

Se buscaron diferencias de acumulación de PM para cada especie relacionadas a tiempos y zonas de muestreo, sin encontrarse significancia entre las fechas de muestreo (Tabla 4), pero si una entre las avenidas muestreadas con relación a la especie *T. stans* (Tabla 5).

Tabla 4. ANOVA de PM acumulado en cada especie por fecha de muestreo

		gl	Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	Sig.
<b>T. stans</b>	Inter-grupos	1	4.849	4.849	2,714	0,122
	Intra-grupos	14	25.019	1.787		
<b>S. molle</b>	Inter-grupos	1	208	208,2	0,404	0,538
	Intra-grupos	11	5.675	515,9		
<b>C. citrinus</b>	Inter-grupos	1	22,26	22,26	0,617	0,455
	Intra-grupos	8	288,77	36,1		
<b>P. balsamifera</b>	Inter-grupos	1	762	762	3,142	0,0981
	Intra-grupos	14	3.396	242,6		

Tabla 5. ANOVA de PM acumulado en cada especie por zona

		gl	Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	Sig.
<b>T. stans</b>	Inter-grupos	1	8.004	8.004	5,125	0,04
	Intra-grupos	14	21.864	1.562		
<b>S. molle</b>	Inter-grupos	1	458	457.7	0,928	0,356
	Intra-grupos	11	271,47	493,2		
<b>C. citrinus</b>	Inter-grupos	1	39,56	39,56	1,166	0,312
	Intra-grupos	8	271,47	33,93		
<b>P. balsamifera</b>	Inter-grupos	1	553	553,3	2,149	0,165
	Intra-grupos	14	3.604	257,5		

Se determinó que existen diferencias significativas de acumulación de PM entre las especies estudiadas tras observar los resultados significativos ( $\alpha=0,05$ ) del análisis de varianza del PM acumulado con relación a las especies, presentes en la tabla a continuación.

Tabla 6. ANOVA PM acumulado entre especies

	gl	Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	Sig.
<b>Inter-grupos</b>	3	22.870	7.623	9,667	3,71E-05
<b>Intra-grupos</b>	51	40.220	789		

La Tabla 7 muestra las diferencias significancias obtenidas al comparar pares de especies con sus medias de acumulación, como resultado de la prueba post hoc de comparaciones múltiples, mismas que se encuentran representadas mediante una gráfica del test HSD de Turkey (Figura 4), donde las bandas alejadas de la línea central (0), indican las diferencias significativas entre las medias de acumulación de las especies.

Tabla 7. Prueba post-hoc: comparaciones múltiples

Especies comparadas	Diferencias	Significancia
<b>C. citrinus – P. balsamifera</b>	13,66	0,625
<b>T. stans – P. balsamifera</b>	51,89	0,0000189
<b>S. molle – P. balsamifera</b>	27,22	0,0575915
<b>T. stans - C. citrinus</b>	38,23	0,0074625
<b>S. molle - C. citrinus</b>	13,55	0,6620333
<b>S. molle – T. stans</b>	-24,67	0,0995587

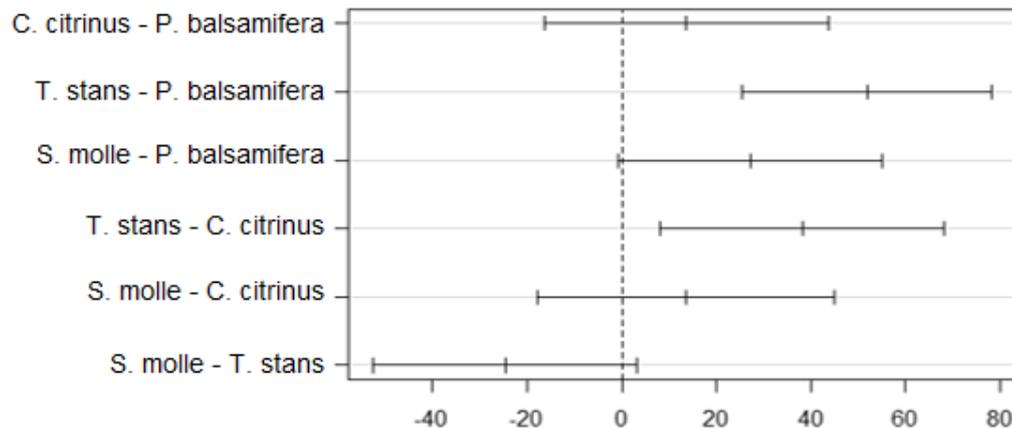


Figura 4: Comparaciones múltiples de medias de acumulación entre especies

Como se puede observar en la Figura 4, la media de acumulación de la especie *C. citrinus* es ligeramente mayor solamente a la de *P. balsamifera*, mientras que *T. stans* es significativamente mayor a *P. balsamifera* y *C. citrinus*.

Si bien la especie *S. molle*, presentó una media de acumulación mayor a la de *P. balsamifera* y *C. citrinus*, y una media menor a la de *T. stans*, dichas diferencias no fueron significativas.

### 3.9. Relación entre la acumulación de PM con las características de rugosidad y pubescencia

Los modelos realizados utilizaron como variable dependiente el PM acumulado con relación a la rugosidad y pubescencia, cuyos valores se presentaron anteriormente en la Tabla 3.

Cada modelo fue realizado por separado y se puede observar los resultados de los mismos en la Tabla 8, donde se muestran los coeficientes obtenidos, el error estándar y probabilidad de cada uno, además del error estándar de los residuales y valores  $R^2$  múltiple y ajustado.

Tabla 8. Resultados modelos lineares PM acumulado - rugosidad y pubescencia  $R^2$ - coeficiente de determinación

		Coef. Estimado	Error std.	Valor P	Error std de residuales	$R^2$ múltiple	$R^2$ ajustado
<b>Modelo de rugosidad</b>	Intercepto	19,676	8,495	0,0244	31,46	0,1687	0,153
	Pendiente	11,154	3,402	0,0018			
<b>Modelo de pubescencia</b>	Intercepto	29,099	8,957	0,0020	33,38	0,0637	0,046
	Pendiente	6,915	3,640	0,0629			



### 3.10. Clasificación de las especies de acuerdo a la acumulación de Material

#### Particulado

Se obtuvieron tres medias de acumulación de PM tras la agrupación k-means, a las cuales se asignaron categorías de acumulación baja, media y alta de acuerdo al valor obtenido. Se elaboró una tabla en la cual consta el número de individuos de cada especie relacionados a cada media establecida, como se observa en la Tabla 9.

De esa manera se puede considerar la capacidad de acumulación de cada especie de acuerdo al número de individuos bajo cada categoría de acumulación.

Mapas de los individuos con su respectiva categorización para cada fecha de muestreo se indican en el Anexo 5.

Tabla 9: Medias de agrupación de la retención y relación con las especies.

Grupo	Media de Acumulación	Categoría	<i>P. balsamífera</i>	<i>C. citrinus</i>	<i>T. stans</i>	<i>S. molle</i>
1	25,10	Baja	14	10	6	7
2	67,98	Media	2	0	6	6
3	132,20	Alta	0	0	4	0

#### 4. Discusión

Los resultados obtenidos en este estudio documentan la capacidad de acumulación y captura de Material Particulado por parte de las especies nativas: *T. stans* y *S. molle*; y de las especies exóticas: *C. citrinus* y *P. balsamifera*.

La especie *T. stans*, presenta la mayor capacidad de retención de PM, seguida por *S. molle*, *C. citrinus* y *P. balsamifera*.

Todas las especies capturaron partículas en sus hojas, pero con cantidades que varían entre especies, fechas y zonas de muestreo como se observa en la Tabla 3 de la sección de resultados. Estos valores fueron obtenidos tras el respectivo tratamiento por eliminación de los valores atípicos de las especies *Callistemon citrinus* y *Schinus molle*.

Los valores de acumulación obtenidos para cada especie no difieren significativamente por zona y tiempo de muestreo. Considerando estos como indicadores de la habilidad de las especies para retener partículas, como lo sugiere Xie et al. (2018).

Las diferencias significativas de acumulación de PM entre especies, se atribuyen principalmente a *T. stans*, la cual presenta contrastes significativos con respecto a las medias de acumulación de las especies *C. citrinus* y *P. balsamifera*.

No existe una relación lineal entre la acumulación de PM de las especies con respecto a las características foliares de rugosidad o pubescencia, debido a los bajos valores de los coeficientes de determinación. Sin embargo, en otros estudios, con análisis de un mayor número de especies, han establecido que la acumulación de PM depende del tipo de vegetación, características de las hojas y de sus ramificaciones, las cuales son propias de cada especie.

Sæbø et al. (2012) señala que las hojas arrugadas y con vellosidades tienen una mayor capacidad de captura de PM que las hojas con superficies lisas. Mientras que Leonard et al. (2016) establece una relación con la forma de las hojas, siendo las de forma lanceolada, como *Schinus molle*, las que acumulan más PM que las aovadas presentes en *P. balsamifera* y elípticas en *T. stans*. De igual manera, se ha determinado que la complejidad de las ramificaciones de cada especie, presenta una influencia directa en la velocidad, dirección y forma de la turbulencia del viento, lo cual incrementa la duración y frecuencia de contacto del PM con las hojas, al mismo tiempo que reduce la resuspensión, promoviendo de esta manera la captura de contaminantes atmosféricos (Ghasemian, Amini, & Princevac, 2017).

Bajo los criterios mencionados, se puede atribuir la mayor acumulación de las especies *Tecoma stans* y *Schinus molle*, a la complejidad de sus ramificaciones; debiéndose, la diferencia entre estas a la morfología de las hojas de *T. stans* que, si

bien son elípticas, presentan una alta pubescencia y una superficie arrugada en comparación con las hojas lanceoladas pero lisas de *S. molle*. De igual manera, la diferencia de acumulación entre *Callistemon citrinus* y *Populus balsamífera*, radicaría en la presencia de pubescencia en *C. citrinus* ante la ausencia de característica positivas para la acumulación en *P. balsamífera*, considerando que ambas presentan ramificaciones sencillas y una alta porosidad.

La categorización de las especies, indica que las especies *P. balsamífera* y *C. citrinus* son las de menor capacidad de retención de PM, debido a que más del 80% de sus individuos se encuentran en la categoría de acumulación baja. La especie *S. molle* se denomina de acumulación media baja, debido que cerca del 53% de sus individuos corresponden a una acumulación baja y el restante en una acumulación media. Finalmente *T. stans* se considera de acumulación media alta, dado que el 75% de sus individuos se encuentran divididos entre una acumulación baja y media, y el 25% pertenece a una acumulación alta.

La presencia de estas especies en grupos distintos, está dada por la mayor o menor acumulación de PM en algunos individuos. Estos hallazgos indican que la deposición de PM en las superficies vegetales se relaciona con los niveles de emisión y concentración de las partículas en el aire (Weber et al., 2014). Y se asocia con la diferencia significativa de acumulación de *T. stans* entre las dos zonas de muestreo. Esta diferencia de concentraciones entre puntos dentro de la misma zona puede estar dada por la variabilidad de tráfico vehicular o presencia de otras fuentes de PM, como actividades industriales o económicas.

Se obtuvo una fracción única de partículas con diámetro de 2,5 a 250  $\mu\text{m}$ . Se ha reportado que el PM acumulado en las hojas está compuesto mayoritariamente por partículas con tamaños de 10 a 100  $\mu\text{m}$ , seguidos por pequeñas cantidades de partículas de tamaño 2,5 a 10 y con menor cantidad de 0,2 a 2,5  $\mu\text{m}$  que se acumulan en las ceras de las superficies foliares (Dzierzanowski et al., 2011; Sæbø et al., 2012). La obtención de PM entre 2,5 y 250  $\mu\text{m}$  permitió cumplir los objetivos del estudio.

Las plantas son organismos autótrofos que requieren de un intercambio intensivo de gases, durante los cuales, los contaminantes aéreos pueden ser absorbidos o acumulados internamente mediante sus hojas, nudos y ramas jóvenes (Gawronski, Gawronska, Lomnicki, Sæbo, & Vangronsveld, 2017). La intensidad de este intercambio de gases depende de varios factores como la temperatura, humedad, concentración de  $\text{CO}_2$ , intensidad de la luz, sistema fotosintético y contaminación del aire (Gawronski et al., 2017); por lo cual, además de la captura de PM por las plantas, estas remueven otros tipos de contaminantes como los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (St-Amand et al., 2009) y metales pesados (J. Liang et al., 2017), siendo



de importancia para la reducción de las concentraciones de contaminantes en el aire de las zonas urbanas.

Debido a que la calidad del aire en las vías y en sus alrededores está dada por los mecanismos de dispersión y deposición del PM, no existe otra opción de purificación en exteriores a excepción del uso de plantas, pues la deposición solo se realiza en presencia de vegetación (Dzierżanowski et al., 2011; Tong et al., 2016). Este proceso de fitorremediación, se presenta como una solución para la mejora de la calidad del aire. Se trata de una estrategia relativamente económica, fácil de introducir y ambientalmente amigable. Si bien se han estudiado las características de la vegetación que beneficia la captura y remoción del PM, poco se conoce sobre las diferencias entre las especies, cuya información es de importancia en vista del gran número de árboles, arbustos y cultivos utilizados en las áreas verdes urbanas, recalando en la necesidad de ampliar el conocimiento de las especies vegetales nativas y endémicas de cada región para su aprovechamiento y conservación.

La selección de especies vegetales, considerando su tolerancia a ambientes urbanos, junto con los criterios de diseño para la plantación de las mismas, son conocimientos útiles para arquitectos, paisajistas y planificadores, en orden de diseñar vegetación apropiada para los sitios urbanos de alta contaminación, con lo cual se puede alcanzar una mayor influencia en el desempeño de la filtración y canalización del aire urbano contaminado. La potenciación de su uso puede tener efectos positivos directos en la salud humana, además de todos los beneficios que pueden ofrecer en el ambiente urbano y demás relacionados al bienestar de la población (Baldauf, 2011) .

## 5. Conclusiones

El desarrollo del presente trabajo permite obtener las siguientes conclusiones:

- Las especies vegetales incluidas en el presente estudio acumularon material particulado, con un rango de tamaño de 2,5 a 250  $\mu\text{m}$ , sobre sus superficies foliares.
- La acumulación de material particulado en las superficies foliares dependen de las especies en contraste con este contaminante ambiental.
- Las especies nativas *Tecoma stans* y *Schinus molle* resultaron más eficientes en la captura de material particulado que las especies exóticas *Callistemon citrinus* y *Populus balsamifera*.
- No se encontraron correlaciones entre las características morfológicas de las especies incluidas en el estudio y su capacidad de retener material particulado.

## 6. Limitaciones y Recomendaciones

Este estudio presenta limitaciones principalmente por la reducida cantidad de especies vegetales analizadas, por lo cual se sugiere para futuras investigaciones, el uso de un mayor número, incluyendo plantas pequeñas y arbustos, con énfasis en especies endémicas y nativas, lo cual representa en opciones de fácil uso en nuestro entorno, de bajo costo y alta eficiencia en la descontaminación del aire.

Se recomienda, la determinación de fracciones de  $\text{PM}_{2,5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{100}$ , acumulado en las superficies foliares para la comparabilidad de sus capacidades con otras especies estudiadas y finalmente el estudio de barreras vegetales diseñadas con la vegetación más eficiente, ubicadas en áreas verdes de las vías, considerando configuraciones establecidas con criterios arquitectónicos y de urbanismo para determinación de su impacto en la calidad del aire. Lo cual resultará en biotecnología aplicable directamente para la mitigación de PM desde la fuente, permitiendo a los gobiernos municipales controlar la contaminación del aire, en aumento por las emisiones del tráfico vehicular.

## Referencias

- Astudillo-Alemán, A. L., Ramirez Orellana, M. I., Garcia Alvear, N. B., Gónzales Arévalo, G. J., Gutierrez Valle, I. A., & Bailón Moscoso, N. C. (2015). Caracterización química del material particulado {PM}10 de la zona urbana de {Cuenca}- {Ecuador} e investigación de su genotoxicidad e inducción de estrés oxidativo en células epiteliales alveolares {A}549. *Revista de Toxicología*, (32), 121–126.
- Balcarce, E. (2009). Manual de procedimientos para Determinación de Material Particulado, 1–21.
- Baldauf, R. (2011). The Role of Vegetation in Mitigating Air Quality Impacts from Traffic Emissions. *Em*, (January), 1–4.
- Bermeo, H. V. (2013). ANÁLISIS DE VULNERABILIDADES A NIVEL CANTONAL ” - CUENCA. Retrieved from [http://repositorio.cedia.org.ec/bitstream/123456789/842/1/Perfil territorial CUENCA.pdf](http://repositorio.cedia.org.ec/bitstream/123456789/842/1/Perfil%20territorial%20CUENCA.pdf)
- Cai, M., Xin, Z., & Yu, X. (2017). Spatio-temporal variations in PM leaf deposition: A meta-analysis. *Environmental Pollution*, 231, 207–218. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.105>
- Cohen, A. J., Ross Anderson, H., Ostro, B., Pandey, K. D., Krzyzanowski, M., Künzli, N., ... Smith, K. (2005). The Global Burden of Disease Due to Outdoor Air Pollution. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 68(13–14), 1301–1307. <https://doi.org/10.1080/15287390590936166>
- Donahue, N. M. (2018). Air Pollution and Air Quality. *Green Chemistry*, 151–176. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809270-5.00007-8>
- Donahue, N. M., Robinson, A. L., & Pandis, S. N. (2009). Atmospheric organic particulate matter: From smoke to secondary organic aerosol. *Atmospheric Environment*, 43(1), 94–106. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.055>
- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Sæbø, A., & Gawroński, S. W. (2011). Deposition of Particulate Matter of Different Size Fractions on Leaf Surfaces and in Waxes of Urban Forest Species. *International Journal of Phytoremediation*, 13(10), 1037–1046. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.552929>
- EMOV EP. (2016a). Informe de calidad del aire 2016. Retrieved from [http://www.emov.gob.ec/sites/default/files/Informe Calidad del Aire 2016 final.pdf](http://www.emov.gob.ec/sites/default/files/Informe%20Calidad%20del%20Aire%202016%20final.pdf)
- EMOV EP, R. de M. de C. del A. (2011). Informe de la Calidad del Aire Cuenca 2011.
- EMOV EP, R. de M. de C. del A. (2016b). Informe de la Calidad del Aire Cuenca 2016.
- Espinoza A, J. L. (2008). Cuenca: una ciudad para vivir. Retrieved from

- <http://uazuay.edu.ec/cultura/coloquio/coloquio36.pdf>
- Fuzzi, S., Baltensperger, U., Carslaw, K., Decesari, S., Denier van der Gon, H., Facchini, M. C., ... Gilardoni, S. (2015). Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(14), 8217–8299. <https://doi.org/10.5194/acp-15-8217-2015>
- Gawronski, S. W., Gawronska, H., Lomnicki, S., Sæbo, A., & Vangronsveld, J. (2017). Plants in Air Phytoremediation. *Advances in Botanical Research*, 83, 319–346. <https://doi.org/10.1016/bs.abr.2016.12.008>
- Ghasemian, M., Amini, S., & Princevac, M. (2017). The influence of roadside solid and vegetation barriers on near-road air quality. *Atmospheric Environment*, 170, 108–117. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.09.028>
- Grant, L. D., Kotchmar, D. J., National Center for Environmental Assessment, & USEPA. (2004). Air Quality Criteria for Particulate Matter. *Environmental Protection*, 1(October), 1–900. [https://doi.org/EPA 600/P-99/002aF-bF](https://doi.org/EPA%20600/P-99/002aF-bF)
- Grantz, D. ., Garner, J. H. ., & Johnson, D. . (2003). Ecological effects of particulate matter. *Environment International*, 29(2–3), 213–239. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00181-2](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00181-2)
- Herbario Digital Universidad del Azuay. (2017). Buscador de especímenes. Retrieved April 1, 2018, from <http://web.uazuay.edu.ec/HerbarioAzuay/index.php/buscador-de-muestras>
- Hernández, M., Encalada, M., & Molina, S. (2010). Plan Nacional de Calidad del Aire. *Ministerio Del Medio Ambiente*, 1(Reintegración Comunitaria), 5–90.
- Huixia, W., Hui, S. H. I., & Yanhui, W. (2015). Dynamics of the captured quantity of particulate matter by plant leaves under typical weather conditions, (201304301鄞05).
- Idrovo Murillo, E. (2001). *Arboles y Arbustos de Cuenca*. Cuenca. Retrieved from [http://biblioteca.uazuay.edu.ec/opac\\_css/index.php?lvl=notice\\_display&id=51925](http://biblioteca.uazuay.edu.ec/opac_css/index.php?lvl=notice_display&id=51925)
- Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130–137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Juss, L. (1819). *Tecoma stans*, 55–57.
- Kittelson, D. B. (1998). Engines and nanoparticles. *Journal of Aerosol Science*, 29(5–6), 575–588. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(97\)10037-4](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(97)10037-4)
- Leonard, R. J., McArthur, C., & Hochuli, D. F. (2016). Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 249–253. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.09.008>
- Liang, J. (2013). *Chemical Modeling for Air Resources and Corroborative Analysis*.

- Liang, J., Fang, H. L., Zhang, T. L., Wang, X. X., & Liu, Y. D. (2017). Heavy metal in leaves of twelve plant species from seven different areas in Shanghai, China. *Urban Forestry and Urban Greening*, *27*, 390–398.  
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.006>
- Mohankumar, S., & Senthilkumar, P. (2017). Particulate matter formation and its control methodologies for diesel engine: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *80*(June), 1227–1238.  
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.133>
- Musa, N., Osman, K., & Hamat, A. M. A. (2012). Renewable Energy from Induced Airflow Generated by Cruising Ground Vehicles in Tandem using RANS. *Energy Procedia*, *14*, 1877–1882. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2011.12.1182>
- New York Botanical Garden. (2018). Specimen Details: *Populus balsamifera* L. Retrieved April 1, 2018, from [http://sweetgum.nybg.org/science/vh/specimen\\_details.php?irn=46457](http://sweetgum.nybg.org/science/vh/specimen_details.php?irn=46457)
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening*, *4*(3–4), 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Observatorio de Salud y Medio Ambiente de Andalucía. (n.d.). Diámetro aerodinámico. Retrieved February 14, 2018, from <http://www.osman.es/diccionario/definicion.php?id=12250>
- Ochoa, D. M., Navas, A. V., Ulloa, C. U., Ansaloni, R., Ventosa, I., C, K. P., & Bosco, E. D. (2015). *Árboles y Arbustos de los ríos de Cuenca*.
- Ottelé, M., van Bohemen, H. D., & Fraaij, A. L. A. (2010). Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. *Ecological Engineering*, *36*(2), 154–162. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.02.007>
- Rai, P. K. (2015). *Biomagnetic Monitoring of Particulate Matter: In the Indo-Burma Hotspot Region*. *Biomagnetic Monitoring of Particulate Matter: In the Indo-Burma Hotspot Region*. Retrieved from <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85014489011&partnerID=40&md5=ca1fcd5eaa99424badbba5f56ebaebf2>
- Roupsard, P., Amielh, M., Maro, D., Coppalle, A., Branger, H., Connan, O., ... Talbaut, M. (2013). Measurement in a wind tunnel of dry deposition velocities of submicron aerosol with associated turbulence onto rough and smooth urban surfaces. *Journal of Aerosol Science*, *55*, 12–24.  
<https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2012.07.006>
- Ruter, J. (2014). *Callistemon citrinus* (Curtis) Skeels, 1–7.
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H., & Gawronski, S. W. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf

- surfaces. *Science of the Total Environment, The*, 427–428, 347–354.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.084>
- Sander, K., Mira-Salama, & Feuerbache, D. (2015). The Cost of Air Pollution A Case Study for the city of Cuenca, Ecuador. *The World Bank*, (June).
- Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo, S. (2017). Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021, 1–148.
- St-Amand, A. D., Mayer, P. M., & Blais, J. M. (2009). Modeling PAH uptake by vegetation from the air using field measurements. *Atmospheric Environment*, 43(28), 4283–4288. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.011>
- Stanley, B. W., Stark, B. L., Johnston, K. L., & Smith, M. E. (2012). Urban Open Spaces in Historical Perspective: A Transdisciplinary Typology and Analysis. *Urban Geography*, 33(8), 1089–1117. <https://doi.org/10.2747/0272-3638.33.8.1089>
- Thorpe, A., & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the Total Environment*, 400(1–3), 270–282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007>
- Tong, Z., Baldauf, R. W., Isakov, V., Deshmukh, P., & Max Zhang, K. (2016). Roadside vegetation barrier designs to mitigate near-road air pollution impacts. *Science of The Total Environment*, 541, 920–927.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.067>
- Unated States Department of Agriculture. (n.d.). Conservation Plant Characteristics for *Populus balsamifera* | USDA PLANTS. Retrieved April 3, 2018, from <https://plants.usda.gov/java/charProfile?symbol=POBA2>
- Vallero, D. (2014). Air Pollutant Hazards. In *Fundamentals of Air Pollution* (pp. 197–214). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-401733-7.00007-4>
- Vázquez, C., Batis, A. I., Alcocer, M. I., Gual, M., & Sánchez, C. (2007). *Schinus molle*. *Arboles Y Arbustos Nativos Potencialmente Valiosos Para La Restauración Ecológica Y La Reforestación*, (1753), 24–27. Retrieved from [http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/reforestacion/pdf/3\\_anaca4m.pdf](http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/reforestacion/pdf/3_anaca4m.pdf)
- Weber, F., Kowarik, I., & Säumel, I. (2014). Herbaceous plants as filters: Immobilization of particulates along urban street corridors. *Environmental Pollution*, 186, 234–240. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.011>
- Weyens, N., Thijs, S., Popek, R., Witters, N., Przybysz, A., Espenshade, J., ... Gawronski, S. (2015). The Role of Plant–Microbe Interactions and Their Exploitation for Phytoremediation of Air Pollutants. *International Journal of Molecular Sciences*, 16(10), 25576–25604. <https://doi.org/10.3390/ijms161025576>
- WHO. (1996). The World Health Report 1996.



WHO. (2009). Global Health Risk Report, 28–31.

Xie, C., Kan, L., Guo, J., Jin, S., Li, Z., Chen, D., ... Che, S. (2018). A dynamic processes study of PM retention by trees under different wind conditions.

*Environmental Pollution*, 233, 315–322.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.073>

Yang, J., McBride, J., Zhou, J., & Sun, Z. (2005). The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3(2), 65–78.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2004.09.001>

## **Anexos**

### **Anexo 1**

#### Descripción botánica de las especies vegetales

##### ***Schinus molle***

Árbol originario de la región andina de Sudamérica, principalmente Perú, aunque se extiende de Ecuador a Chile y Bolivia. Vive en los Andes a altitudes de hasta 3.650 m.s.n.m. Ampliamente distribuido en México, Centroamérica y en el sur de California y oeste de Texas, en Estados Unidos.

Alcanza una altura promedio de 4 a 8 m y máximos de 15 m, un diámetro a altura del pecho de 25 a 35 cm. Su tronco es nudoso, con corteza rugosa, fisurada, color marrón oscuro, madera dura y compacta ramas flexibles colgantes y abiertas con hojas perennes y alternas de 0,85 a 5 cm de largo. Presenta flores numerosas, de color amarillento, no tiene exigencias en cuanto a suelo, pero prefiere suelos arenosos, de fácil adaptación y rápido crecimiento cuando es joven (3 m de altura en un año); vive alrededor de 100 años.

Efectos restauradores: conservación del suelo, control de la erosión, uno de los pocos árboles que prosperan en pedregales y lomeríos, mejora la fertilidad del suelo al caer hojas, ramas y frutos abundantemente, constituyendo una buena materia orgánica que aumenta la fertilidad del suelo y permite la recuperación de terrenos degradados.

(Vázquez, Batis, Alcocer, Gual, & Sánchez, 2007).



*Fuente: Autor – Schinus molle en Avenida de las Américas*



FLORA DEL ECUADOR

ANACARDIACEAE

*Schinus molle*

Nombre común: Molle

Det. Cabrera Laisana y Saquipay Alexandra.

Colectores: Cabrera L. y Saquipay A.

Fecha: 25/07/13

Provincia: Azuay

Merced: El Arrenal, cantón Cuenca.

Latitud: 2°53'49.72" S - Longitud: 79°1'38.23" O

Altitud: 2575 msnm.

Hábitat: Arbóreo

HERBARIO - AZUAY

Tesis - "Contribución al conocimiento del uso de plantas medicinales en la ciudad de Cuenca"

**Fuente:** (Herbario Digital Universidad del Azuay, 2017)

***Tecoma stans***

Árbol pequeño o arbusto bajo, perennifolio o caducifolio de 1 a 10 m hasta 20 de altura, con un diámetro a altura del pecho de hasta 25 cm, con hojas compuestas, opuestas y lanceoladas de 2.4 a 15 cm de largo.

Corteza dura y acostillada, con flores en forma de cáliz vistosas de color amarillo vivo.

Es originaria de México y se extiende a lo largo de los Andes hasta el norte de Argentina.

Especie primaria / secundaria, de rápido crecimiento, conservación del suelo control de la erosión. Uso como cerca viva en los agrohábitats, proporciona sombra, refugio y ornamenta decorativa, común en jardines y avenidas.

(Juss, 1819).



*Fuente: Autor – Tecoma stans en Avenida 10 de Agosto*



Fuente: (Herbario Digital Universidad del Azuay, 2017)

***Callistemon citrinus.***

Árbol muy utilizado en jardines particulares como espacios públicos, altura de hasta 10 m, tronco pequeño con un diámetro a altura del pecho de 20 cm, copa globosa y follaje permanente y transparente, hojas alargadas de 3 por 5 hasta 7 por 8 cm.

Flores bisexuales, tubulares, crecen agrupadas formando escobillones en las puntas, las cuales son polinizadas por insectos y aves que se alimentan de su néctar.

Nativo de Australia, tolera cualquier tipo de suelo, introducido en India y Estados Unidos (Ruter, 2014)



*Fuente: Autor – Callistemon citrinus en Avenida de las Américas*



Fuente: (Herbario Digital Universidad del Azuay, 2017)

***Populus balsamifera***

Árbol caducifolio, originario de Norteamérica. Árbol de hasta 40 m de altura, y 20 cm de diámetro a altura del pecho, produce una resina roja y fragante.

Porosidad de media a alta, de fácil adaptación

(Unated States Department of Agriculture, n.d.)



*Fuente: Autor – Populus balsamifera en Avenida de las Américas*



Fuente: (New York Botanical Garden, 2018)

**Anexo 2****Códigos y coordenadas de ubicación de los individuos muestreados**

<b>Código</b>	<b>Coordenadas</b>	<b>X</b>	<b>Y</b>
Z1A1	17 M 720689 9678248	720689	9678248
Z1A2	17 M 720867 9678185	720867	9678185
Z1A3	17 M 721512 9678001	721512	9678001
Z1A4	17 M 720889 9678186	720889	9678186
Z1C1	17 M 720554 9678292	720554	9678292
Z1C2	17 M 721484 9678011	721484	9678011
Z1C3	17 M 722116 9677845	722116	9677845
Z1C4	17 M 721818 9677922	721818	9677922
Z1CH1	17 M 720580 9678297	720580	9678297
Z1CH2	17 M 722146 9677847	722146	9677847
Z1CH3	17 M 722522 9677750	722522	9677750
Z1CH4	17 M 723066 9677691	723066	9677691
Z1M1	17 M 720595 9678278	720595	9678278
Z1M2	17 M 721728 9677950	721728	9677950
Z1M3	17 M 722110 9677850	722110	9677850
Z1M4	17 M 722156 9677850	722156	9677850
Z2A1	17 M 724794 9681485	724794	9681485
Z2A2	17 M 721779 9680951	721779	9680951
Z2A3	17 M 721401 9680839	721401	9680839
Z2A4	17 M 720544 9680518	720544	9680518
Z2C1	17 M 724800 9681480	724800	9681480
Z2C2	17 M 723050 9680865	723050	9680865
Z2C3	17 M 722976 9680840	722976	9680840
Z2C4	17 M 722400 9680868	722400	9680868
Z2CH1	17 M 724826 9681475	724826	9681475
Z2CH2	17 M 723146 9680907	723146	9680907
Z2CH3	17 M 723095 9680882	723095	9680882
Z2CH4	17 M 722942 9680835	722942	9680835
Z2M1	17 M 724763 9681500	724763	9681500
Z2M2	17 M 722943 9680824	722943	9680824
Z2M3	17 M 721485 9680900	721485	9680900
Z2M4	17 M 720564 9680515	720564	9680515

### Anexo 3

#### Ejemplo análisis fotogramétrico en Photoshop CS6.

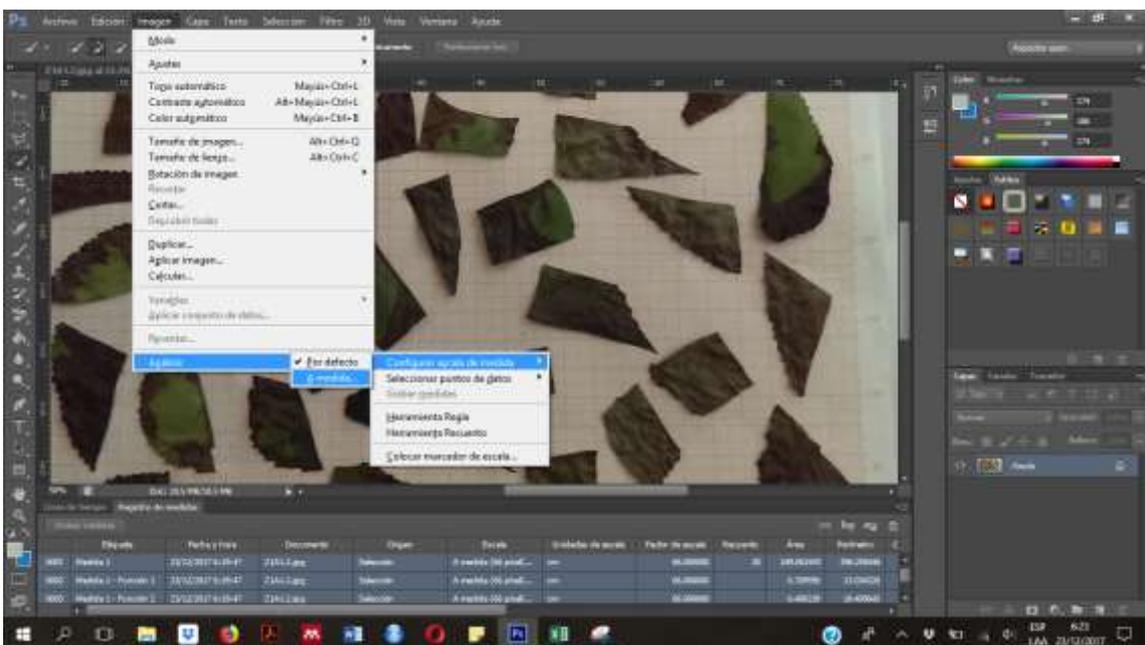
##### 1. Ejemplo fotografía usada en análisis fotogramétrico



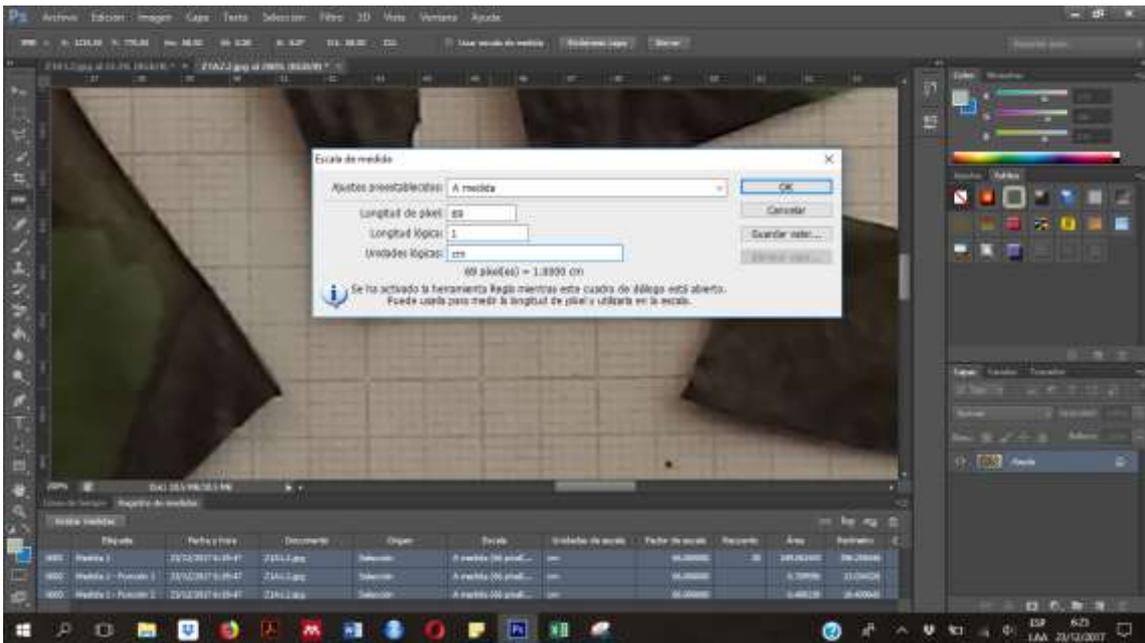
Fuente: Autor

##### 1. Establecimiento de medida de referencia.

Uso de medida de cm de papel milimetrado

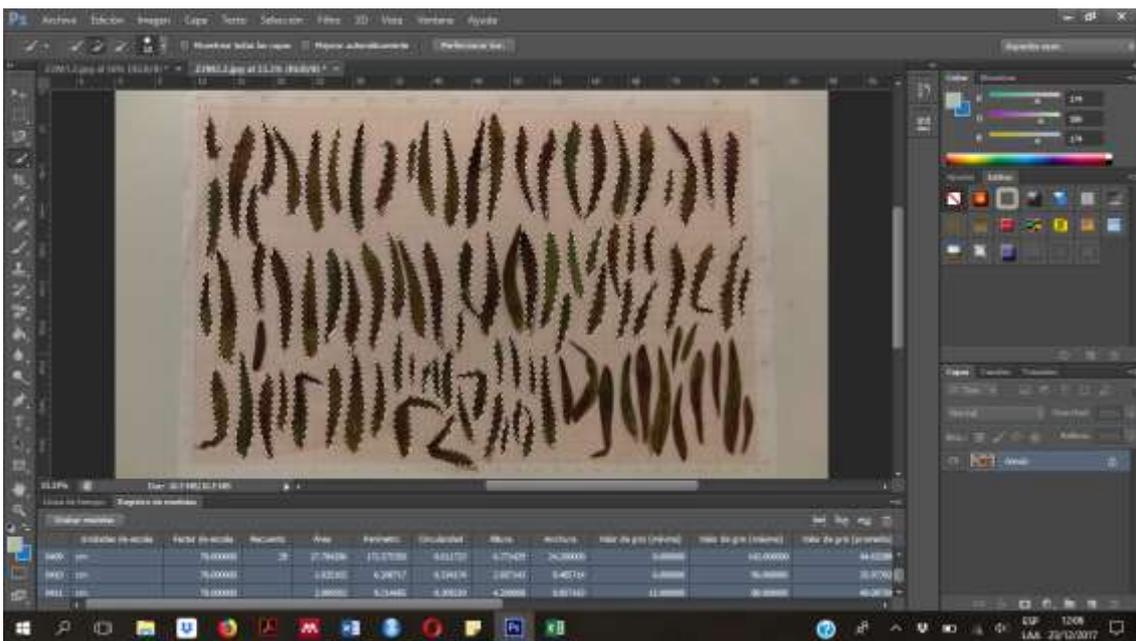


Fuente: Autor



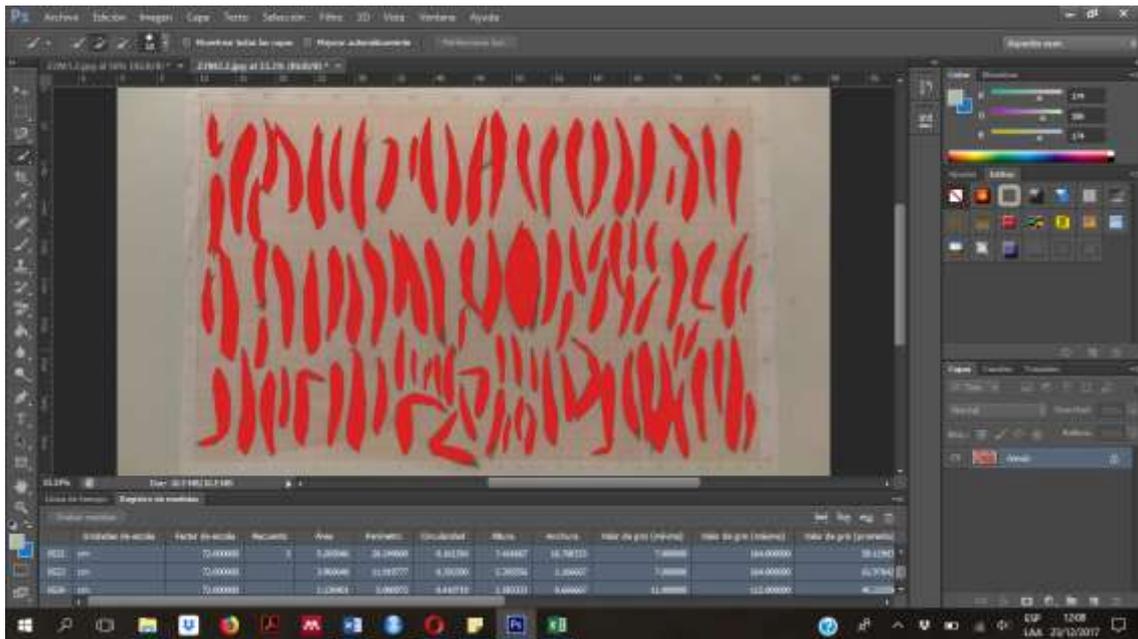
Fuente: Autor

## 2. Selección y grabado de medidas



Fuente: Autor

Las formas medidas se eliminan para evitar confusiones



*Fuente: Autor*

Los resultados de las mediciones son sumados en una hoja de resultados en el software Excel del paquete de Microsoft Office.

**Anexo 4**
**Tabla de resultados de acumulación de material particulado**

## Descripción variables

- **Muestreo:** 1 – primer muestreo (9/11/2017) / 2 – segundo muestreo (9/12/2017)
- **Zona:** 1 – Avenida 10 de Agosto / 2 – Avenida de las Américas
- **Especie:** A – *Populus balsamífera* / C – *Callistemon citrinus* / CH – *Tecoma stans* / M – *Schinus molle*
- **Código:** Indica la zona (1 o 2) y el número de individuo según su especie (A, C, CH, M / 1 -4)
- **Peso:** peso obtenido tras análisis gravimétrico
- **Área:** área foliar de las muestras
- **ug/cm2:** Material particulado acumulado
- **rug y pub:** valoración en escala subjetiva tanto para rugosidad y pubescencia (1= poco 5= mucho)

Muestreo	Zona	Especie	Código	peso (ug)	área (cm2)	ug/cm2	rug	pub
1	1	A	Z1A1	4900	258,39	18,96358	2	1
1	1	A	Z1A2	4000	82,27	48,6204	2	1
1	1	A	Z1A3	200	237,48	0,842176	2	1
1	1	A	Z1A4	200	282,31	0,708441	2	1
1	2	A	Z2A1	3100	94,56	32,78342	2	1
1	2	A	Z2A2	4800	85,44	56,17978	2	1
1	2	A	Z2A3	9800	282,5	34,69027	2	1
1	2	A	Z2A4	6800	327,45	20,76653	2	1
2	1	A	Z1A1.2	2400	249	9,638554	2	1
2	1	A	Z1A2.2	2300	189,96	12,10781	2	1
2	1	A	Z1A3.2	1700	241,85	7,02915	2	1
2	1	A	Z1A4.2	2100	156,82	13,39115	2	1
2	2	A	Z2A1.2	100	151,57	0,659761	2	1
2	2	A	Z2A2.2	2600	189,05	13,75298	2	1
2	2	A	Z2A3.2	7500	248,84	30,13985	2	1
2	2	A	Z2A4.2	3800	231,46	16,41752	2	1
<b>1</b>	<b>1</b>	<b>C</b>	<b>Z1C1</b>	<b>54300</b>	<b>290,96</b>	<b>186,6236</b>	<b>1</b>	<b>4</b>
1	1	C	Z1C2	7000	286,87	24,4013	1	4
1	1	C	Z1C3	11300	350,84	32,20841	1	4
1	1	C	Z1C4	5400	214,211	25,20879	1	4
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>C</b>	<b>Z2C1</b>	<b>17400</b>	<b>329,5</b>	<b>52,80728</b>	<b>1</b>	<b>4</b>
1	2	C	Z2C2	6800	210,52	32,30097	1	4
1	2	C	Z2C3	8700	204,61	42,51992	1	4
1	2	C	Z2C4	11600	315,16	36,8067	1	4

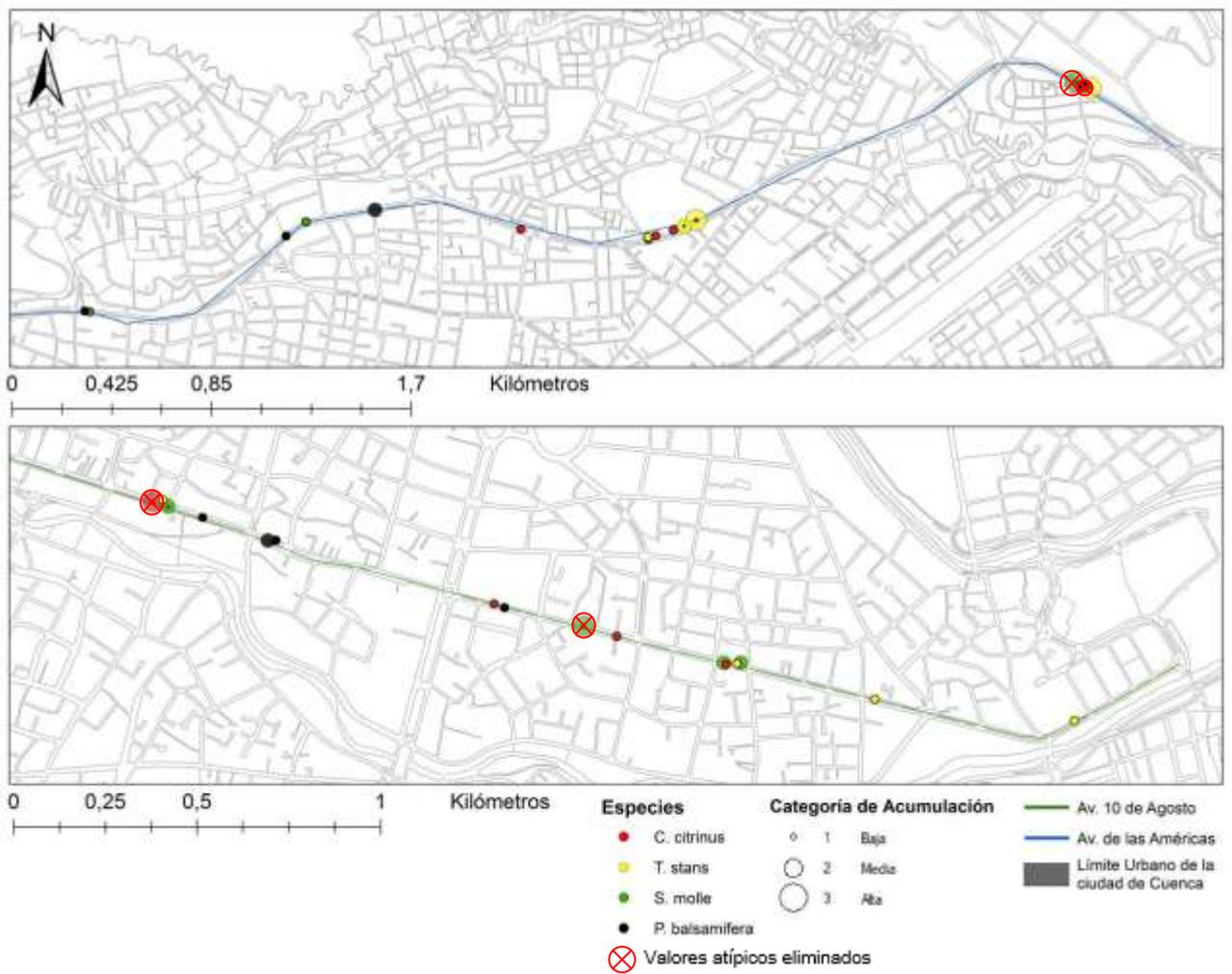


2	1	C	Z1C1.2	17200	160,92	106,8854	1	4
2	1	C	Z1C2.2	22400	343,95	65,12575	1	4
2	1	C	Z1C3.2	9100	253,4	35,9116	1	4
2	1	C	Z1C4.2	6900	174,15	39,62102	1	4
2	2	C	Z2C1.2	11000	305,9	35,95946	1	4
2	2	C	Z2C2.2	20400	209,39	97,42586	1	4
2	2	C	Z2C3.2	12900	219,41	58,79404	1	4
2	2	C	Z2C4.2	8000	269,77	29,65489	1	4
1	1	CH	Z1CH1	4000	245,4	16,29992	4	3
1	1	CH	Z1CH2	6500	248,5	26,15694	4	3
1	1	CH	Z1CH3	7800	277,92	28,06563	4	3
1	1	CH	Z1CH4	6000	144,75	41,45078	4	3
1	2	CH	Z2CH1	28700	223,05	128,6707	4	3
1	2	CH	Z2CH2	22500	183,95	122,3158	4	3
1	2	CH	Z2CH3	10700	179,7	59,54368	4	3
1	2	CH	Z2CH4	2600	221,48	11,73921	4	3
2	1	CH	Z1CH1.2	6400	147,8	43,30176	4	3
2	1	CH	Z1CH2.2	9500	126,92	74,8503	4	3
2	1	CH	Z1CH3.2	11300	159,98	70,63383	4	3
2	1	CH	Z1CH4.2	11400	121,5	93,82716	4	3
2	2	CH	Z2CH1.2	9300	138,96	66,92573	4	3
2	2	CH	Z2CH2.2	4200	49,16	85,43531	4	3
2	2	CH	Z2CH3.2	12800	75,77	168,9323	4	3
2	2	CH	Z2CH4.2	13700	125,82	108,8857	4	3
1	1	M	Z1M1	6400	131,66	48,61006	1	1
1	1	M	Z1M2	97300	324,29	300,0401	1	1
1	1	M	Z1M3	11700	180,93	64,66589	1	1
1	1	M	Z1M4	6400	128,07	49,97267	1	1
1	2	M	Z2M1	20900	137,1	152,4435	1	1
1	2	M	Z2M2	10400	322,26	32,27208	1	1
1	2	M	Z2M3	4600	158,687	28,98788	1	1
1	2	M	Z2M4	5200	164,28	31,65327	1	1
2	1	M	Z1M1.2	9000	113,06	79,60375	1	1
2	1	M	Z1M2.2	5100	77,53	65,78099	1	1
2	1	M	Z1M3.2	6600	157,61	41,87552	1	1
2	1	M	Z1M4.2	1500	87,93	17,05902	1	1
2	2	M	Z2M1.2	19600	126,72	154,6717	1	1
2	2	M	Z2M2.2	3200	175,69	18,2139	1	1
2	2	M	Z2M3.2	7100	156,54	45,35582	1	1
2	2	M	Z2M4.2	11100	127,35	87,16137	1	1

## Anexo 5

### Ubicación de individuos según su capacidad de acumulación

Fecha 1: 9 de noviembre, 2017



Fecha 2: 9 de diciembre, 2017

