



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA
CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
PROGRAMA INTERFACULTADES
MAGÍSTER EN GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL

**Características biológicas del arbolado urbano
para contribuir con nuevos criterios de selección
de especies arbóreas.**

Tesis para optar al grado de Magíster en
Gestión y Planificación Ambiental

Claudia Lucía Egas Egas

Profesora Guía: Dra. Margarita Préndez
Profesora Co-Guía: Dra. Paulette I. Naulin

Santiago, Chile

2017



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA
CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
PROGRAMA INTERFACULTADES
MAGÍSTER EN GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL

Tesis para optar al grado de Magíster en Gestión y Planificación Ambiental.

Profesor Guía: Dra. Margarita Préndez

Nota:

Firma: _____

Profesor Co-Guía: Dra. Paulette I. Naulin

Nota:

Firma: _____

Profesor Consejero: Dr. Alexis Vásquez

Nota:

Firma: _____

Profesor Consejero: Dr. H. Jaime Hernández

Nota:

Firma: _____

A mis abuelos, Demetrio y Raydo.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a todas las personas que formaron parte de este proyecto, significó un gran desarrollo personal y profesional.

Gracias a mi familia. Mis hermanas, Silvana y Andrea, y mis padres, Nadia y Miguel. Porque gran parte de lo que soy es parte de uds., serán siempre una maravillosa fuente de inspiración en cada paso que doy.

A Mario, por ser mi compañero, por cada palabra de aliento, por tus consejos y conversaciones, por tu amor.

A mi profesora guía, Margarita Préndez, gracias por involucrarme en las ciencias ambientales, la interdisciplina y el trabajo colaborativo. Por cada conversación y mirada crítica en cada aspecto de la profesión y de la vida. A mi profesora co-guía, Paulette Naulin, gracias por acompañarme en este proceso y acercarme al trabajo con plantas, por sus consejos y conversaciones.

Al laboratorio de Química de la Atmósfera, por encontrar un espacio para acercarme a la química y conocer sus aportes para el entendimiento del medio ambiente. A quienes forman parte de este grupo, por su compañerismo, enseñanzas y su gran compromiso. Al laboratorio de Biología de Plantas, por brindarme siempre un gran apoyo.

A mis compañeros del magister, por su gran diversidad de saberes y su amistad.

A mis amigos de siempre, por formar parte de mi vida y de mis sueños, me complementan enormemente para ser una mejor persona.

A don Sergio y Catalina por la buena disposición de siempre y el cariño. Al programa de magister, por apoyar la participación de este trabajo de investigación a espacios de difusión.

Finalmente, a los proyectos Fondecyt 1140319, U-Inicia Naulin 2014 y REDES-Conicyt 140176 por contribuir a la realización de esta tesis.

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCION	1
OBJETIVOS	4
Objetivo General.....	4
Objetivos Específicos.....	4
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	5
El rol de las hojas de los árboles en la calidad de aire.....	7
Efectos en la morfología y anatomía de las hojas de los árboles por los contaminantes.....	8
Relación entre los contaminantes del aire y el polen.....	9
Criterios de selección del arbolado urbano	11
El caso de Santiago	12
Arbolado urbano de Santiago.....	15
MATERIALES Y MÉTODOS	20
Sitio de muestreo y selección de especies arbóreas.....	20
Análisis foliares	24
Los contaminantes atmosféricos.....	27
Análisis estadístico de los datos experimentales	28
Análisis final.....	28
RESULTADOS	30
DISCUSION	57
CONCLUSIONES	65
BIBLIOGRAFIA	66
ANEXOS.....	74

INDICE DE FIGURAS

- Figura 1:** Sitios de estudio con concentraciones diferentes de contaminantes atmosféricos: área de baja nivel de contaminación (A), área media-alta nivel de contaminación (B) y área de alto nivel de contaminación (C) por material particulado, para las especies de estudio. 21
- Figura 2:** Especies de estudio *Quillaja saponaria* (QS), *Schinus molle* (SM), *Olea europaea* (OE), *Melia azedarach* (MA) y *Brachychiton populneus* (BP)... 22
- Figura 3:** Sitios de estudio para la especie *Quillaja saponaria* en Estaciones de Monitoreo (EM) de calidad de aire: EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura. 23
- Figura 4:** Esquema de procedimiento de análisis foliar. 27
- Figura 5:** Mapa conceptual del trabajo metodológico realizado. 29
- Figura 6:** Microcopia óptica de QS: *Quillaja saponaria*, SM: *Schinus molle*, OE: *Olea europea*, MA: *Melia azedarach*, BP: *Brachychiton populneus*. Las flechas negras corresponden a estomas (Es.) y tricomas (Tr.). 31
- Figura 7:** Microscopia electrónica de barrido de epidermis adaxial de QS: *Quillaja saponaria*, SM: *Schinus molle*, OE: *Olea europea*, MA: *Melia azedarach*, BP: *Brachychiton populneus* en las tres áreas de estudio. Aumento 2500X. 33
- Figura 8:** Microscopia electrónica de barrido de epidermis abaxial de QS: *Quillaja saponaria*, SM: *Schinus molle*, OE: *Olea europea*, MA: *Melia azedarach*, BP: *Brachychiton populneus* en las tres áreas de estudio. Aumento 2500X. 34
- Figura 9:** Microscopia electrónica de barrido de estomas de epidermis abaxial de QS: *Quillaja saponaria*, SM: *Schinus molle*, OE: *Olea europea*, MA: *Melia azedarach*, BP: *Brachychiton populneus* en el área C de alto nivel de contaminación por material particulado. Aumento 2500X. 35
- Figura 10:** Microscopia electrónica de barrido de granos de polen. *Taraxacum officinale* (P1), *Olea europaea* (P2), familia Asteraceae (P3), familia Poaceae (P4), desconocidas (P5-6). 36
- Figura 11:** Cortes transversales de hojas de *Quillaja saponaria*. Cu: cutícula, Es: estomas, Tr: tricomas, EADA: epidermis adaxial, EABA: epidermis abaxial,

EH: espesor hoja, EM: espesor mesófilo, EPEM: espesor parénquima empalizada, EPES: espesor parénquima esponjoso. Aumento 10X..... 39

Figura 12: Cortes transversales de hojas de *Quillaja saponaria* en las Estaciones de Monitoreo. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura. Aumento 10X..... 40

Figura 13: Valores promedio del largo estoma adaxial (LEADA), el abaxial, (LEABA), la densidad estoma adaxial (DEADA), la densidad estoma abaxial (DEABA) y el perímetro foliar (PF) de *Quillaja saponaria* en las estaciones de monitoreo. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura. 43

Figura 14: Valores promedio del espesor hoja (EH), el espesor mesófilo (EM), el espesor parénquima en empalizada (EPEM), el espesor parénquima esponjoso (EPES) de *Quillaja saponaria* en las estaciones de monitoreo. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura. 44

Figura 15: Promedio anual y n° de días sobre la norma diaria de material particulado (MP) en las estaciones de monitoreo. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura. Fuente: Información base desde SINCA, 2016..... 45

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Valores promedio de variables morfo-anatómicas de cinco especies estudiadas en las tres áreas de estudio.	32
Cuadro 2: Valores promedio de variables morfo-anatómicas de <i>Quillaja saponaria</i> en las estaciones de monitoreo de la Red MACAM indicadas.	37
Cuadro 3: Valores promedio del número total de estomas de cada epidermis de la hoja de <i>Quillaja saponaria</i> en cada estación de monitoreo.	38
Cuadro 4: Valores promedio de rasgos morfo-anatómicos de <i>Quillaja saponaria</i> en cada estación de monitoreo.	41
Cuadro 5: Concentraciones de promedio anual y estacionales de MP _{2,5} y MP ₁₀ y n° de días sobre la norma diaria de MP _{2,5} y MP ₁₀ entre noviembre 2014 a enero 2016 para cada una de las estaciones de monitoreo.	46
Cuadro 6: Concentración de promedio anual y estacional de O ₃ para nueve de las estaciones oficiales de monitoreo entre noviembre 2014 y enero 2016.	47
Cuadro 7: Valor máximo obtenido del promedio móvil de 8 horas de O ₃ para nueve de las estaciones oficiales de monitoreo entre noviembre 2014 y enero 2016.	47
Cuadro 8: Análisis de correlación de Pearson entre las variables foliares de <i>Quillaja saponaria</i> y la concentración de MP _{2,5} y MP ₁₀	49
Cuadro 9: Listado de características de las cinco especies de árboles urbanos estudiados.	51
Cuadro 10: Listado de características de especies exóticas de árboles urbanos.	52
Cuadro 11: Listado de características de especies nativas de árboles urbanos.	53
Cuadro 12: Relación porcentual de cada variable morfo-anatómica de <i>Quillaja saponaria</i> de cada estación de monitoreo y Reserva Nacional.	59

RESUMEN

La vegetación es uno de los principales proveedores de servicios ecosistémicos en las zonas urbanas, cumpliendo funciones claves en la mantención de la calidad del aire. Sin embargo, los árboles pueden verse severamente afectados por la acción de la contaminación atmosférica. Conocer las características de los árboles y los efectos de los contaminantes atmosféricos sobre ellos es relevante para un adecuado manejo de la provisión de dichos servicios. El objetivo de este trabajo es estudiar la morfo-anatomía de hojas y polen y el efecto de la contaminación atmosférica sobre las hojas, para contribuir con criterios de selección de especies arbóreas.

A través de técnicas histológicas se evaluó las hojas de las especies arbóreas y las superficies de las hojas y polen. El análisis de concentración de material particulado (MP) y ozono se efectuó a partir de bases de datos públicas. Los resultados indicaron que a mayor cantidad de material particulado mayor es el área foliar, pero menor es el ancho de estomas y el espesor del parénquima empalizada. Las hojas de *Quillaja saponaria*, presenta efectos en su morfo-anatomía frente a altas concentraciones de MP que podrían afectar el funcionamiento biológico del árbol. La caracterización foliar de los árboles urbanos contribuye a formular nuevos criterios para la selección de especies que permitan potenciar los servicios ecosistémicos que proveen los árboles para una ciudad sustentable y resiliente.

SUMMARY

The vegetation is one of the main suppliers of ecosystem services in the urban areas, fulfilling key functions in the maintenance of air quality. However, trees can be severely affected by the effects of air pollution. Knowing the characteristics of the trees and the effects of atmospheric pollutants on them is relevant for an adequate management of the provision of such services. The objective of this work is to study the morpho-anatomy of leaves and pollen and the effect of atmospheric pollution on the leaves, to contribute to the selection criteria of tree species.

Through histological techniques the leaves of the arboreal species and the surfaces of the leaves and pollen were evaluated. Analysis of the concentration of particulate matter (PM) and ozone was performed employing public databases. The results indicated that the greater the amount of particulate material, the greater the leaf area, but the smaller the stomata width and the thickness of the palisaded parenchyma. The leaves of *Quillaja saponaria*, presents effects on its morpho-anatomy against high concentrations of PM that could affect the biological functioning of the tree. The foliar characterization of the urban trees contributes to formulate new criteria for the selection of species that allow to enhance the ecosystem services provided by the trees for a sustainable and resilient city.

INTRODUCCION

El rápido crecimiento urbano y la naturaleza globalizada de las ciudades presentan desafíos y oportunidades en el diseño de ciudades más habitables, saludables y resilientes (Elmqvist *et al.*, 2015). Uno de los principales problemas que afecta a las ciudades urbanas es la contaminación atmosférica asociada a fuentes antropogénicas, producida por gases y aerosoles atmosféricos o material particulado. Las principales preocupaciones están relacionadas con los efectos sobre la salud humana, los ecosistemas, las infraestructuras, y sus consecuencias económicas y sociales. Frente a esto, en diversas ciudades se está integrando el uso de árboles urbanos como parte de programas, políticas y medidas urbanas de mejora ambiental.

En las zonas urbanas contaminadas, los arboles urbanos pueden mejorar la calidad del aire mediante la captura de material particulado (MP) y la absorción de gases (Nowak, 1994; Escobedo *et al.*, 2008), a través de sus hojas. Los aerosoles atmosféricos afectan el ambiente y la salud humana a nivel del aparato respiratorio y el sistema cardiovascular modificando los valores de los niveles de mortalidad y morbilidad de la población (OMS, 2006). En el caso del O₃, se le asocia principalmente al asma, y a la inflamación y alteración estructural del pulmón (OMS, 2011).

Como parte de su reproducción, los árboles liberan granos de polen a la atmósfera. Estos son causantes primarios de rinoconjuntivitis alérgica en

centros urbanos. Además, las alergias y las enfermedades respiratorias inducidas por el polen se correlacionan con altos niveles de contaminación del aire y de la urbanización (Sousa *et al.*, 2011). El polen en conjunto con otros contaminantes atmosféricos puede generar un efecto sinérgico sobre el sistema respiratorio, empeorando los problemas de salud humana asociados.

Santiago de Chile es una ciudad que presenta problemas de contaminación atmosférica, donde sus principales contaminantes son el MP en la época invernal y el O₃ en la época estival, sobrepasando sus respectivas normas de calidad del aire. En este contexto, estudios de grupos de investigadores avalan el uso del arbolado urbano para disminuir los contaminantes atmosféricos (De la Maza *et al.*, 2005; Escobedo *et al.*, 2008; Hernández, 2008; Préndez *et al.*, 2013, 2014).

El estudio de la hoja y los contaminantes atmosféricos, incluye un enfoque integrado teniendo en cuenta diferentes niveles: morfológico, bioquímico y fisiológico (Arena *et al.*, 2014). Dichos enfoques son necesarios para observar efectos de la contaminación atmosférica y posibles adaptaciones en los árboles urbanos frente al estrés ambiental en la ciudad. Aunque se han realizado caracterizaciones de los distintos contaminantes y de los efectos que generan en el ecosistema socio-ambiental, la caracterización biológica de las hojas y polen de árboles urbanos no ha sido abordada a nivel local.

Tomando en cuenta lo anterior, este trabajo de investigación considera incorporar antecedentes sobre características biológicas del arbolado urbano de Santiago a través de la caracterización de hojas y polen incorporando el efecto de las concentraciones de contaminantes atmosféricos sobre la morfo-anatomía de las hojas. De este modo, este trabajo permitiría aportar otras variables que contribuyan a la selección de especies arbóreas para una arborización urbana integral sobre la base de la información científica.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Estudiar la morfo-anatomía de hojas y polen de algunas especies del arbolado urbano y el efecto de la contaminación atmosférica, para contribuir con nuevos criterios de selección de especies arbóreas.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Describir la morfo-anatomía de hojas y pólenes de especies de árboles urbanos.
2. Estudiar el efecto de la contaminación atmosférica sobre la morfo-anatomía de una especie arbórea urbana.
3. Analizar algunas características biológicas de especies arbóreas urbanas para contribuir con nuevos criterios de selección de especies arbóreas.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Hoy en día, la relación entre las personas y la naturaleza es clave en las ciudades dado que son centros de demanda de servicios ecosistémicos y de impactos socio-ambientales a múltiples escalas. El rápido crecimiento urbano y la naturaleza globalizada de las ciudades presentan desafíos y oportunidades en el diseño de ciudades más habitables, saludables y resilientes (Elmqvist *et al.*, 2015).

Uno de los principales problemas que afecta a las ciudades urbanas es la contaminación atmosférica antropogénica, producida por aerosoles atmosféricos o material particulado (material particulado 2,5 y 10 μm de diámetro aerodinámico, $\text{MP}_{2,5}$ y MP_{10} , respectivamente) y gases como óxidos de nitrógeno ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$), ozono (O_3), dióxido de azufre (SO_2) y nitrato de peroxiacilo (PAN), entre otros. La preocupación se relaciona con los efectos múltiples que generan sobre la salud humana, los ecosistemas, la visibilidad, la infraestructura, así como sus consecuencias económicas y sociales. La Organización Mundial de la Salud (OMS) en el 2012 (OMS, 2014), atribuyó a la contaminación del aire 3,7 millones de muertes en personas <60 años. Aunque cada contaminante del aire puede ejercer su propia toxicidad específica en los sistemas respiratorio y cardiovascular, el O_3 , los NO_x y MP son oxidantes potentes capaces de generar especies reactivas de oxígeno (Lodovici y Bigagli, 2011). El MP presenta una relación directa con enfermedades respiratorias y

cardiovasculares que afecta los niveles de mortalidad y morbilidad de la población (OMS, 2006). Por otro lado, el O₃ está relacionado principalmente al asma exacerbada, y a la inflamación y alteración estructural del pulmón (OMS, 2011).

En diversas ciudades, se ha integrado el uso de la vegetación urbana (árboles, arbustos y pastos) como parte de programas, políticas y medidas de mejora ambiental, como un medio para mitigar la contaminación del aire (Escobedo *et al.*, 2011). El arbolado urbano es uno de los principales proveedores de servicios ecosistémicos en las zonas urbanas (Dobbs *et al.*, 2014). La prestación de servicios de los ecosistemas de la vegetación está relacionada con la estructura y el contexto social del espacio urbano, lo cual es importante para promover el desarrollo de ciudades sostenibles (Carpenter *et al.*, 2006; Liu *et al.*, 2007). Presentan una gran multifuncionalidad, ofreciendo diversos servicios al socio-ecosistema urbano tales como: producción de oxígeno, captura y almacenamiento de carbono, mantención de la calidad del aire, suelo y agua, regulación del clima y la temperatura, reducción de ruido, hábitat de especies, mitigación de la escorrentía y aumento del valor de las propiedades; además, contribuyen al paisaje urbano, la salud de las personas, posibilitan actividades de esparcimiento y conformación de redes sociales alrededor de las mismas (Dobbs *et al.*, 2011; Escobedo *et al.*, 2011). También pueden contribuir a la provisión de alimentos y madera.

EL ROL DE LAS HOJAS DE LOS ÁRBOLES EN LA CALIDAD DE AIRE

Los árboles en particular, se han promovido como filtros biológicos contra los contaminantes atmosféricos, debido a las grandes extensiones y propiedades de la superficie física de sus hojas (Beckett *et al.*, 1998), lo que les permite ser más eficientes en la filtración. Además, el estudio de Tallis *et al.* (2011) muestra que las hojas capturan gases y aerosoles de la atmósfera más eficazmente que otras superficies.

Las hojas de los árboles son depuradores del aire, principalmente las hojas de árboles perennes o siempre verdes que mantienen su follaje durante todo el año. Las hojas absorben gases contaminantes a través de los estomas de la hoja y pueden disolver contaminantes solubles en agua en las superficies de las hojas húmedas. Una vez dentro de la hoja, los gases difunden en los espacios intercelulares y se pueden absorber por las películas de agua para formar ácidos o reaccionar con superficies interiores de la hoja (Nowak, 2014). Además, las hojas afectan directamente al MP de la atmósfera mediante la interceptación y resuspensión de partículas capturadas en su superficie. Algunas partículas pueden ser absorbidas por las hojas a través de sus estomas, aunque la mayoría quedan retenidas en la superficie (Nowak *et al.*, 2014).

Además, las hojas presentan características físicas en su superficie (específicas de cada especie) que pueden mejorar este proceso de filtración de

aire, como son los tricomas (pelos de las hojas), la rugosidad, las ceras epicuticulares, el área foliar específica y la densidad de los estomas (Ataabadi *et al.*, 2011).

EFFECTOS EN LA MORFOLOGÍA Y ANATOMÍA DE LAS HOJAS DE LOS ÁRBOLES POR LOS CONTAMINANTES

El MP constituye una mezcla de partículas sólidas y líquidas de diferente origen, tamaño, forma y composición química con diversos efectos sobre las plantas y los ecosistemas (Grantz *et al.*, 2003). Los efectos de MP depositados en las hojas están relacionados con la acidez, salinidad, nutrientes, contenido de metales traza y propiedades tensioactivas de las partículas; los efectos sobre los procesos foliares son pequeños o incluso inexistente, excepto cuando la exposición es considerablemente alta, causando la disminución del crecimiento (Grantz *et al.*, 2003). Específicamente, el recubrimiento con polvo sobre las hojas puede causar abrasión y calentamiento radiativo y reducir el flujo de fotones fotosintéticamente activos que llegan a los tejidos fotosintéticos (Grantz *et al.*, 2003). Los materiales ácidos y alcalinos pueden causar lesiones en la superficie de la hoja, mientras que otros materiales pueden ser absorbidos a través de la epidermis (Grantz *et al.*, 2003). Además, el MP obstruye los estomas de las hojas, afectando el intercambio gaseoso y alterando la actividad fisiológica de la planta (Dhir, 2016).

Los gases contaminantes también causan efectos adversos en la vegetación. En el caso de O₃, los árboles tienen la capacidad de interceptar el gas, a través de la captura estomática y no estomática (Dizengremel *et al.*, 2013; Fares *et al.*, 2013). Después de pasar a través de los estomas, las reacciones del O₃ y los componentes internos pueden conducir a la formación de especies reactivas de oxígeno, dando lugar a estrés oxidativo y daño a las plantas (Dizengremel *et al.*, 2012). Además de la captación estomática, la captación no estomática (asociada a la superficie de la hoja) es un sumidero importante para los gases traza reactivos. Para la captura no estomática, la descomposición de O₃ puede conducir a la formación de intermediarios reactivos del oxígeno. Como oxidante fuerte, O₃ causa varios tipos de lesiones visibles, incluyendo la clorosis y necrosis (Mills *et al.*, 2011; Feng *et al.*, 2014). El O₃ afecta los procesos metabólicos de la planta que conduce a la reducción de la asimilación de carbono (Fares *et al.*, 2013), el crecimiento (Hoshika *et al.*, 2013), el área foliar (Wittig *et al.*, 2009) y el control de los estomas (Hoshika *et al.*, 2014; 2015). Además, puede inducir muerte celular programada, acelerar la senescencia y debilitar la capacidad de defensa contra plagas y enfermedades (Ribas *et al.*, 2005; Gielen *et al.*, 2007; Matyssek *et al.*, 2010).

RELACIÓN ENTRE LOS CONTAMINANTES DEL AIRE Y EL POLEN

Los granos de polen son estructuras biológicas producidas por las plantas con semilla para la reproducción sexual. Su estructura general se

caracteriza por una doble capa, una exterior, la exina, y una interior, la intina. Los granos de polen están constituidos por proteínas hidrofílicas o glicoproteínas llamados alérgenos que poseen el potencial de desencadenar reacciones alérgicas respiratorias en los seres humanos. En general, los granos de polen de diferentes especies de plantas tienen una notable diversidad de formas, tamaños y composiciones bioquímicas (Linskens y Cresti, 2000). El tamaño de un grano de polen puede oscilar entre 5-200 μm , mientras que las partículas submicrométricas de polen (producidas por fragmentación) varían entre 0,5-2 μm y son capaces de llegar a las vías aéreas humanas más pequeñas con la consiguiente liberación de alérgeno y respuesta inmune localizada. Rinitis, conjuntivitis y asma son los cuadros clínicos típicos de la alergia al polen que a menudo se producen en el mismo paciente al mismo tiempo durante la temporada de polen.

En las últimas décadas, una gran cantidad de estudios ambientales y epidemiológicos han expuesto la relación entre los contaminantes del aire y el polen, observándose un efecto coadyuvante de la contaminación atmosférica en los enfermos de alergia al polen, exacerbando los síntomas de las alergias respiratorias en las sociedades más urbanizadas (Sousa *et al.*, 2011). La contaminación del aire asociada al O_3 , NO_2 , SO_2 y MP puede interactuar con los granos de polen aumentando la cantidad de proteínas alérgicas, que se caracterizan por una alergenidad modificada (D'Amato *et al.*, 2010; Sedghy *et al.*, 2016). Es decir, los pacientes afectados por alergia respiratoria se someten

a inhalación de aerosoles de polen, fragmentos de polen, contaminantes del aire y otros productos químicos (Sofiev y Bergmann, 2012).

CRITERIOS DE SELECCIÓN DEL ARBOLADO URBANO

La selección de las especies a plantar considera criterios generales básicos: ecológicos, paisajísticos, sociales y urbanísticos, además de conocimientos sobre la biología y la morfología de las especies, junto con los factores locales que afectan al arbolado urbano (García *et al*, 2010). El estudio de la vegetación urbana debe abordar también temas de salud pública tales como exposición al calor, alérgenos, contaminación del aire y salud respiratoria. Sin embargo, la información existente indica que para llevar a cabo este trabajo y generar un cambio real en la planificación y política urbana, es necesario adoptar un enfoque transdisciplinario para la investigación del arbolado urbano (Livesley *et al.*, 2016).

En la literatura se encuentran estudios que han utilizado criterios para entender las diferentes habilidades de las especies para eliminar la contaminación del aire. Yang *et al.* (2015) siguieron un enfoque de análisis integrado, clasificando siete especies específicas de propiedades relevantes para la captura de MP (longevidad del follaje, crecimiento, altura, densidad de la copa, complejidad de la hoja, longitud de la hoja y otras características foliares). Los resultados de dicho estudio pueden ayudar al manejo ambiental en la selección de especies arbóreas para proyectos de arborización urbana

centrados en el control de MP_{2,5}. Posteriormente, Grote *et al.* (2016) discuten los conocimientos actuales sobre cómo los rasgos especie-específico afectan la contaminación del aire urbano, los que pueden utilizarse como una herramienta de apoyo a la toma de decisiones para la planificación urbana y para mejorar los modelos urbanos de calidad del aire.

EL CASO DE SANTIAGO

Santiago de Chile es la capital del país y se localiza en la cuenca del río Maipo; limita al este con la Cordillera de los Andes y al oeste con la Cordillera de la Costa. Para el año 2015 se proyectó una población de 6,4 millones y actualmente alberga alrededor del 37% de la población total de Chile (INE, 2015).

El crecimiento de la población ha acontecido junto con la expansión urbana, sustituyendo las tierras agrícolas y los hábitats naturales (Romero *et al.*, 2012), lo cual ha impactado negativamente en la calidad ambiental de la ciudad, incluyendo la disminución de la cubierta vegetal, el aumento de las temperaturas y la contaminación del aire (Romero *et al.*, 1999; Romero y Vásquez, 2005; Krellenberg *et al.*, 2013; Fernández y Wu, 2016). Los resultados muestran claramente que la pérdida de espacios verdes y tierras agrícolas a zonas urbanizadas va de la mano con la pérdida de importantes áreas de infiltración, refrigeración y retención todo lo cual conduce a una mayor exposición al peligro de las personas (Krellenberg *et al.*, 2013). Además, la falta

de planificación urbana adecuada y un mercado inmobiliario libre ha llevado a altos niveles de segregación espacial entre las clases sociales (Borsdorf e Hidalgo, 2008), factores clave para los altos niveles de desigualdades ambientales.

Santiago presenta altos índices de contaminación atmosférica por MP y O₃, lo que genera efectos en el ecosistema socio-ambiental. Actualmente, el aire en Santiago tiene un promedio anual de 29 µg/m³ de MP_{2,5} lo que corresponde a 2,9 veces el nivel seguro de la OMS (OMS, 2006). El número de muertes al año a causa de contaminación atmosférica, es mayor a 4 mil muertes prematuras a nivel país (OMS, 2004). Los episodios de contaminación por MP se presentan en los meses de otoño-invierno, mediados por las malas condiciones de ventilación de la cuenca (Préndez *et al.*, 2011) y por O₃ en los meses de verano (Seguel *et al.*, 2012). Según un estudio del 2013, a pesar de que las concentraciones de O₃ están sobre la norma, se observa una tendencia a la baja en los últimos años (MMA, 2013). El sector oriente de la provincia presenta mayor ventilación (Préndez *et al.*, 2011). Frente a este problema, se ha determinado que la vegetación arbórea en zonas urbanas puede reducir contaminantes atmosféricos, tales como O₃, MP, SO₂, monóxido de carbono (CO) y NO_x (De la Maza *et al.*, 2005; Escobedo *et al.*, 2008; Hernández, 2008).

A nivel local, la investigación relacionada al estudio de árboles como filtradores de MP se ha desarrollado en el trabajo de Guerrero-Leiva *et al.* (2016) quienes evaluaron la retención de partículas atmosféricas por tres

especies ornamentales (*Nerium oleander* L., *Pittosporum tobira* (Thunb.) W.T.Aiton y *Ligustrum lucidum* W.T.Aiton) en Santiago. El estudio indica que las especies estudiadas retienen el MP diferencialmente en Santiago, lo cual pueden atribuirse a diferencias en las características superficiales de las hojas. El reconocimiento de las especies más eficientes en la retención de las partículas atmosféricas puede ayudar a decidir qué especies pueden utilizarse para mejorar la calidad del aire en la ciudad.

Muñoz *et al.* (2017) presentó resultados obtenidos del primer estudio magnético de partículas en hojas de árboles urbanos y muestras de polvo urbano recogidas en dos zonas de la ciudad de Santiago. Los resultados indican que la mayoría de las muestras contienen magnetita como el portador principal, emitidas principalmente por los tubos de escape de los vehículos y una de las principales fuentes de partículas en suspensión en el aire en Santiago. En la comuna de Vitacura, se obtuvo una correlación significativa entre el MP depositado sobre las hojas de *Platanus orientalis* L. y los flujos de tráfico medidos. Además, fue posible estimar que las especies *Platanus orientalis* L. y *Acer negundo* L. tienen una mejor capacidad para capturar MP que la especie *Robinia pseudoacacia* L.

La red de monitoreo polínico a cargo de una fundación sin fines de lucro, Fundación de Aerobiología Medio Ambiente y Salud (FUNDAMAS), incluye Valparaíso, Santiago, Talca y Temuco. Un trabajo conjunto entre la fundación y Toro *et al.* (2015) señalan que el polen en el aire en la comuna de Providencia

está representado principalmente por ciertos taxa correspondientes a *Platanus orientalis* L., *Acer negundo* L., *Cupressus sempervirens* L., *Fraxinus excelsior* L., *Populus alba* L., *Olea europaea* L., *Crinodendron patagua* Mol., Palmae y *Pinus* spp., de las cuales las más relevantes son *Platanus orientalis* con un 61,8%, *Acer negundo* 6,6% y *Cupressus sempervirens* 5%. Cada especie arbórea comienza la polinización en diferentes épocas del año, sin embargo, *Platanus orientalis* y *Acer negundo*, presentan un período de polinización similar entre septiembre y octubre.

En general, la flora urbana de muchas ciudades chilenas posee más especies exóticas que nativas, especies introducidas adaptadas y difundidas a lo largo del país, privilegiando principalmente especies provenientes de Europa, Norte América y Australia. Varias de estas especies son anemófilas y con antecedentes de inducir alergias, observándose un aumento de la expresión clínica por sensibilización al polen (Rojas y Roure, 2001).

ARBOLADO URBANO DE SANTIAGO

En Chile, la gestión del arbolado urbano es responsabilidad de los municipios de cada comuna, existiendo diferencias en su gestión dependiendo del sector económico al cual pertenezca.

Según Hernández (2008), las cinco comunas con mayor cobertura arbórea (superior al 30%) son Vitacura, La Reina, las Condes, Lo Barnechea y Providencia, mientras que las cinco comunas de menor cobertura (inferior al

6,5%) son San Joaquín, Quinta Normal, Pudahuel, San Ramón y Calera de Tango; ello demuestra que las áreas verdes en Santiago tienen desigual distribución, tanto en términos de superficie total como de tamaño y accesibilidad, desigualdad altamente correlacionada con el nivel socioeconómico de la población (Reyes y Figueroa, 2010).

Con el objetivo de aumentar las superficies de áreas verdes se elaboró el programa de arborización “más árboles para Chile”, que ha significado que desde hace cinco años se están plantando especies nativas y exóticas que estarán en las zonas urbanas y periurbanas de cada comuna (CONAF, 2017).

Escobedo *et al.* (2016) analizó las dinámicas espacio-temporales del bosque urbano de Santiago utilizando datos de 2002 a 2014. La mortalidad promedio de los árboles y el área basal total del árbol permanecieron estables en toda la ciudad, mientras que la cobertura de los árboles y el área basal aumentaron en las zonas más acomodadas y disminuyeron en las zonas de ingresos intermedios y bajos. Esta información puede utilizarse para orientar los sitios específicos para mejorar el manejo y establecer estándares de monitoreo y evaluación para las municipalidades (Escobedo *et al.*, 2016).

Aunque en el pasado, los árboles en zonas urbanas eran considerados principalmente por el beneficio estético u ornamental, hoy en día, el concepto funcional es cada vez más aceptado y exige que, tanto áreas verdes como arbolado, cumplan determinadas funciones concretas: regulación ambiental,

atenuación de ruidos, depuración del aire, aportación de humedad, sombra, etc. (Hernández, 2008). En los últimos años se están aplicando criterios sostenibles en la gestión del arbolado urbano racionalizando las actividades de su mantención y ahorro de recursos, por lo cual, la arboricultura nacional requiere de la investigación científica pura y aplicada que dé respuestas a las exigencias ambientales y de gestión (Serra, 2016).

Correa-Galleguillos y De la Barrera (2014) realizaron un catastro de especies de árboles en 16 parques administrados por el Parque Metropolitano de Santiago del área metropolitana de Santiago. Las especies exóticas (64%) son más abundantes que las especies nativas (36%); en los parques clasificados como urbanos, las especies exóticas alcanzan al 71%. De acuerdo a este estudio, las dos especies más abundantes son *Platanus orientalis* y *Quillaja saponaria Mol.*, con un 14% y un 13,8% de abundancia relativa, respectivamente. También se observa que los parques urbanos tienen mayor abundancia de árboles con alto requerimiento hídrico que los parques naturales, prefiriéndose las especies con alta velocidad de crecimiento. Por otra parte, el arbolado urbano de Santiago se caracteriza por su condición caducifolia; se estima que cerca del 90% de los árboles de la ciudad pierden sus hojas en invierno, lo cual no favorecería la captura de contaminantes atmosféricos y los otros servicios que ofrecen en la ciudad (Domínguez *et al.*, 2009).

De esta misma forma, Criollo (2015), estudió el inventario de árboles de las comunas de La Reina, Vitacura, Maipú, La Florida, Recoleta y Las Condes

entregado por cada municipalidad, encontrando que las especies exóticas son siempre más abundantes que las nativas. Las especies que se encuentran en mayor cantidad en todas las comunas corresponden a: *Acer negundo* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Liquidambar styraciflua* L. y *Prunus ceracifera* var. *Nigra pisardii* (Carrière) Koehne.

En el trabajo de Hernández (2016) el área de estudio es de 997 km² correspondiente a la superficie urbana y periurbana de Santiago, (ubicado a los pies de la Cordillera de los Andes, entre los 700 y 1.000 msnm) y muestra que Santiago tiene 6.692.000 de árboles con un porcentaje de cobertura promedio de 14,4 % y la densidad promedio de árboles en Santiago es 65,8 árboles/hectárea; en las zonas residenciales con grandes tamaños de predios se registran las mayores densidades. El porcentaje de árboles más pequeños es de 54%. Las especies más frecuentes son *Liquidambar styraciflua* L. (6,33%), *Robinia pseudoacacia* L. (5,79%), *Acer negundo* L. (4,16%) y *Prunus ceracifera* Ehrh (3,98%). Las especies nativas registradas en el muestreo son *Quillaja saponaria* Mol. (3,98%), *Schinus molle* L. (1,63%) y *Maytenus boaria* Mol. (1,08%).

La producción y selección de especies de árboles urbanos son considerados en menor medida en la gestión de un adecuado arbolado urbano, junto con los requerimientos y servicios ecológicos de las especies (Correa-Galleguillos y De la Barrera, 2014). La selección de árboles urbanos está condicionada por la escasa diversidad de especies utilizadas y la escasa

variabilidad genética de ellos, especialmente en las especies alóctonas que son las más utilizadas. Actualmente, los árboles se plantan en peores condiciones, mostrando una tendencia a sitios con suelos que están más compactados, menos permeables (Serra, 2016) y que presentan más contaminación.

MATERIALES Y MÉTODOS

SITIO DE MUESTREO Y SELECCIÓN DE ESPECIES ARBÓREAS

Se seleccionaron tres áreas de estudio presentan concentraciones diferentes de contaminantes atmosféricos. Una de las áreas (Área A), situada en la comuna de La Pintana corresponde a la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza ubicada en Av. Santa Rosa 11315 (Figura 1A). La otra (Área B), situada en la comuna de Independencia, corresponde a las dependencias de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas ubicada entre Santo Dumont y Sergio Livingstone (Figura 1B). Una tercera (Área C), situada en la comuna de Recoleta se limitó a la avenida Recoleta entre los números 3785 y 1624 (Figura 1C). Las dos primeras corresponden a Facultades de la Universidad de Chile.

El área A está ubicada en un recinto privado, en una zona urbana y agrícola; el área B es un recinto privado, con una zona de urbanización y flujo vehicular medio-alto; el área C, corresponde a una zona pública con alto flujo vehicular y altamente urbanizada

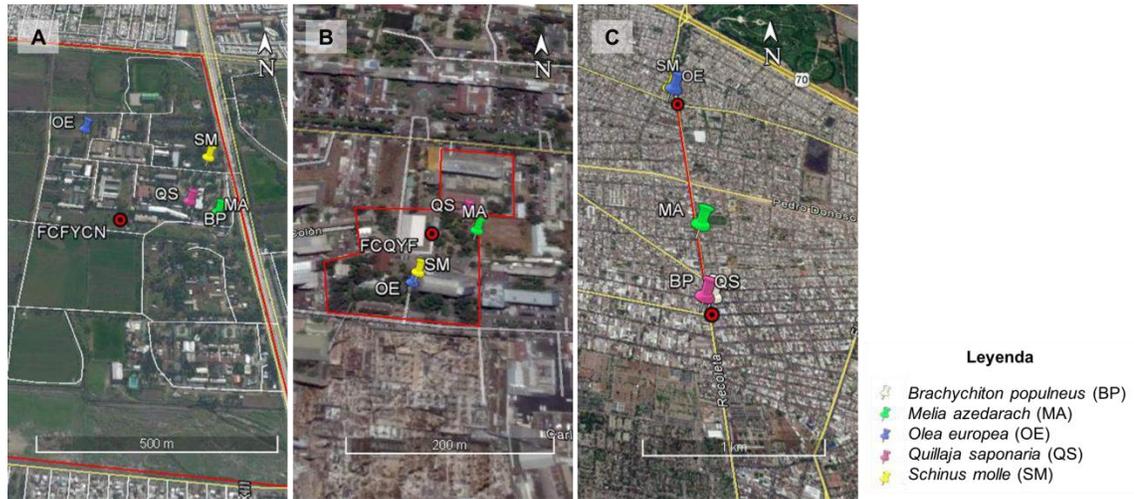


Figura 1: Sitios de estudio con concentraciones diferentes de contaminantes atmosféricos: área de baja nivel de contaminación (A), área media-alta nivel de contaminación (B) y área de alto nivel de contaminación (C) por material particulado, para las cinco especies de estudio.

Las especies arbóreas urbanas que se incluyeron en este análisis corresponden a las especies nativas: *Schinus molle* L. (SM) y *Quillaja saponaria* Mol. (QS), y las especies exóticas: *Brachychiton populneus* (Schott y Endl.) R. Br. (BP), *Olea europaea* L. (OE) y *Melia azedarach* L. (MA) (Figura 2). Las cinco especies se ubicaron en las tres áreas de estudio, en cada área se colectaron cinco hojas (en el caso de *Quillaja saponaria*, *Brachychiton populneus* y *Olea europaea*) y foliolos (en el caso de *Schinus molle* y *Melia azedarach*) de un individuo para cada una de las especies de estudio y se almacenaron en hojas de papel para su posterior análisis morfo-anatómico en laboratorio. El muestreo se realizó en diciembre de 2015.

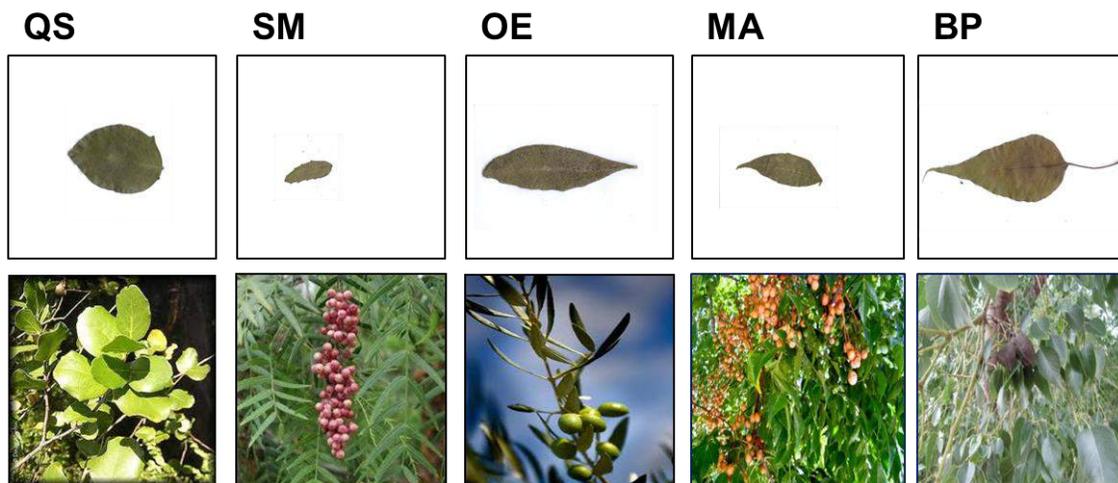


Figura 2: Especies de estudio *Quillaja saponaria* (QS), *Schinus molle* (SM), *Olea europaea* (OE), *Melia azedarach* (MA) y *Brachychiton populneus* (BP).

Los individuos del área A se encuentran alejados de emisiones vehiculares e industriales directas, los individuos del área B se encuentran apartados de fuentes evidentes de contaminantes atmosféricos y los individuos del área C se encuentran directamente influenciados por el flujo vehicular.

Para complementar el análisis morfo-anatómico se trabajó con la especie arbórea *Quillaja saponaria* Mol. (QS) ubicadas a distancias entre 5 y 100 m de 9 estaciones de monitoreo (EM), pertenecientes a la Red de Monitoreo Calidad de Aire para la Región Metropolitana de Santiago: Cerrillos (EM-C), Cerro Navia (EM-CN), El Bosque (EM-EB), Independencia (EM-I), La Florida (EM-LF), Las Condes (EM-LC), Parque O'Higgins (EM-PO), Puente Alto (EM-PA) y Quilicura (EM-Q) (Figura 3). En cada lugar se colectaron diez hojas para cada uno de los diez individuos de la especie de estudio; cinco hojas se almacenaron en etanol

70% en frascos plásticos y cinco hojas en hojas de papel para su posterior análisis morfo-anatómico en laboratorio. Los árboles se instalaron entre noviembre y diciembre de 2014 y el muestreo se realizó entre diciembre de 2015 y enero de 2016.

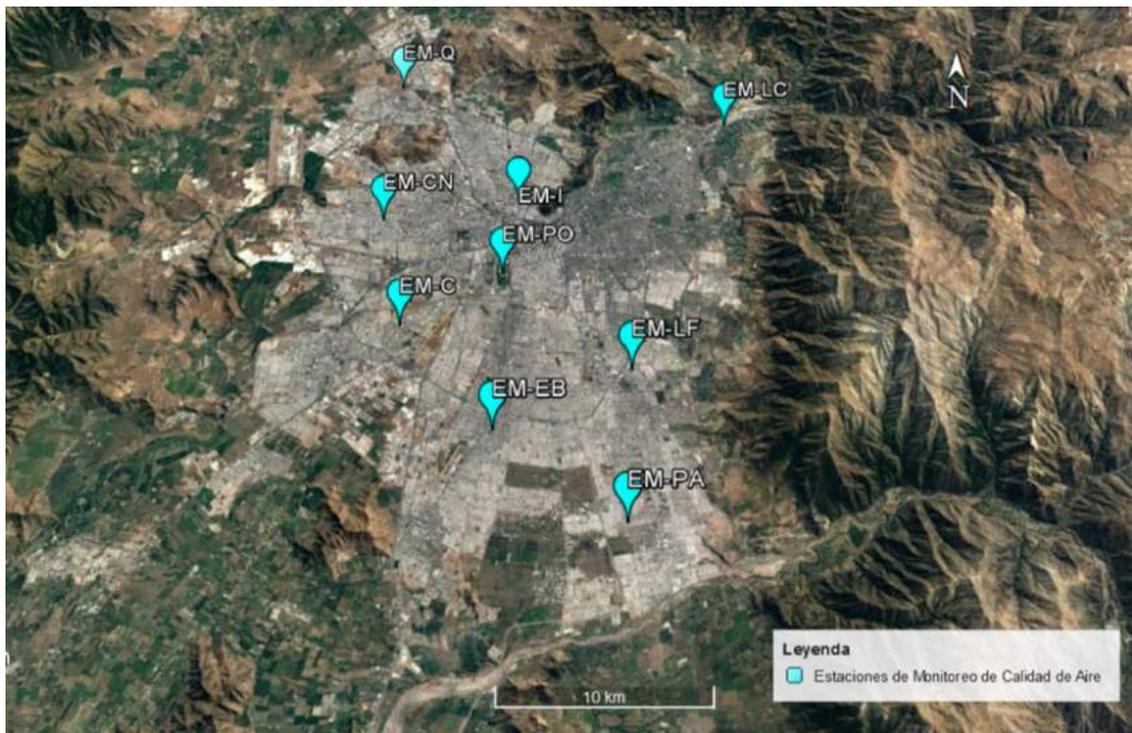


Figura 3: Sitios de estudio para la especie *Quillaja saponaria* en Estaciones de Monitoreo (EM) de calidad de aire: EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura.

Todas las muestras corresponde a hojas frescas y completamente desarrolladas (maduras) y escogidas de secciones equivalentes el árbol (zona sur de la copa y del tercio inferior), tomando en cuenta las implicancias de la variabilidad intraespecífica entre las distintas zonas.

ANÁLISIS FOLIARES

Para el análisis del área foliar se seleccionaron tres hojas de las cinco hojas almacenadas en papel para cada uno de los diez individuos de *Quillaja saponaria* en cada una de las Estaciones de Monitoreo y tres hojas de un individuo para cada una de las cinco especies en las tres áreas con diferente contaminación atmosférica. El análisis foliar se analizó utilizando el método de medición de áreas con escáner de luz HP Scanjet 3670 y programa de procesamiento de imagen IMAGEJ (National Institute of Health, USA).

Posteriormente, se diafanizó el tercio central de cada hoja seleccionada. Con el fin de observar la epidermis adaxial (superior) y abaxial (inferior) y caracterizar las modificaciones epidermales presentes. El método utilizado es una modificación del protocolo propuesto por Dizeo de Strimatter (1973), reemplazando el uso de alcohol por hipoclorito de sodio. Cada hoja se hirvió 1 minuto en alcohol de 95°. Dichas hojas se dejaron en una solución de hipoclorito de sodio al 5% a 70° el tiempo suficiente hasta obtener hojas transparentes (2-4 horas aproximadamente); luego se dejaron en agua destilada durante toda la noche y se procedió a separar y limpiar ambas

epidermis con pinceles técnicos. Cada epidermis se tiñó en una solución de safranina y se montaron en portaobjetos, que se cubrieron con una gota de jalea glicerinizada y cubre-objeto para su posterior observación (Figura 4).

Las preparaciones diafanizadas se fotografiaron con un microscopio de luz Carl Zeiss Axiostar, con una cámara digital Canon acoplada y se utilizó el programa IMAGEJ para la observación y medición del largo, ancho de las estomas realizando 30 mediciones para cada epidermis en cada muestra con un aumento de 40X. La densidad estomática se determinó a partir del número de estomas en un área de 1 mm² para cada epidermis en cada muestra con un aumento de 10X, según el método propuesto por Dunlap y Steller (2001) (Figura 4).

Por otra parte, se analizó el tercio central de una hoja colectada para cuatro de los diez individuos de *Quillaja saponaria* en cada una de las Estaciones de Monitoreo para obtener cortes histológicos permanentes utilizando el método de Johansen (1940), con el fin de observar el espesor del tejido epidermal y los componentes del mesófilo. Se realizó la fijación de los fragmentos de las hojas con formaldehído-ácido acético-alcohol etílico (FAA) durante 48 horas con el fin de conservar la muestra. Para cada trozo se llevó a cabo una serie de etapas con soluciones de agentes deshidratantes para reemplazar el agua del tejido con concentraciones ascendentes de alcohol, seguido de soluciones de alcohol y xilol, para sustituir todo el alcohol por xilol (disolvente de parafina), con concentraciones ascendentes de xilol. Se realizó la

infiltración e inclusión de parafina transfiriendo gradualmente a un medio con parafina líquida, a medida que ésta se disolvía hasta su saturación a temperatura ambiente y posteriormente en estufa a 55°C, hasta penetración total de la parafina al interior de cada muestra. Cada trozo se montó en cubos de parafina líquida y se dejó a temperatura ambiente hasta solidificar (Figura 4).

Los trozos de hoja incluidos en parafina se sometieron a varios cortes histológicos transversales de 15 µm de espesor con micrótopo de rotación Wetzlar y se montaron en 3 portaobjetos cubiertos con un medio de montaje. Cada corte se tiñó con ácido tánico (solución acuosa 1%), cloruro férrico (solución acuosa 3%), safranina (solución alcohólica 50% al 1 %) y fast-green (triarilmetano en solución alcohólica 95% al 0,5%) mediante una batería de tinción de 31 etapas. Finalmente, cada muestra teñida se cubrió con un medio de montaje permanente y cubre-objeto (Figura 4).

Los cortes transversales teñidos se colocaron en un microscopio de luz Carl Zeiss Axiostar y se fotografiaron con una cámara digital Canon acoplada utilizando un lente de 10X. Se utilizó el programa IMAGEJ para la observación y medición del espesor del tejido. Se midió el espesor de la hoja, epidermis, mesófilo, parénquima en empalizada y parénquima esponjoso y se contabilizó el número de corridas de células de parénquima en empalizada (Figura 4).

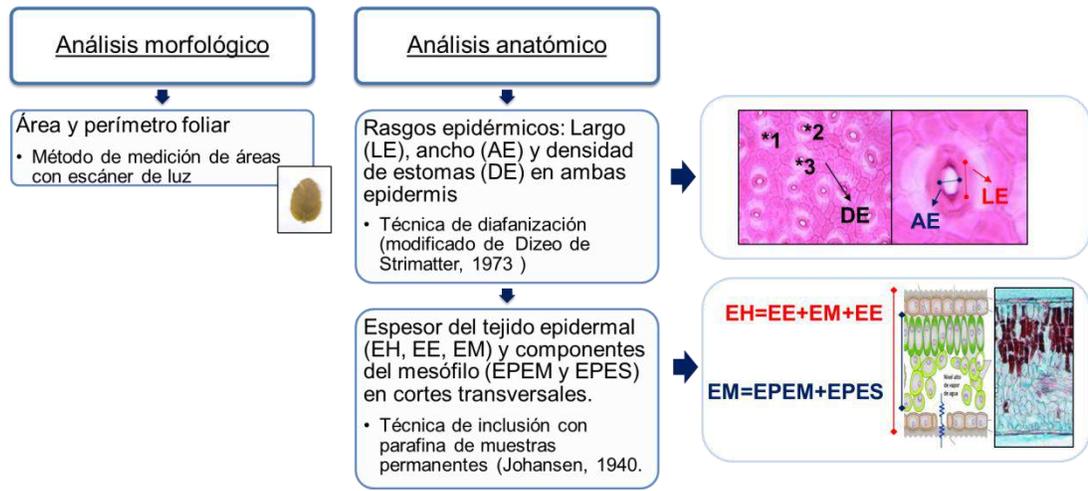


Figura 4: Esquema de procedimiento de análisis foliar.

Además, se colectó una hoja de cada una de las cinco especies estudiadas en las tres áreas con distintos ambientes (A, B, C) para el análisis de sus superficies mediante microscopía electrónica utilizando el Microscopio Electrónico de Barrido Ambiental (ESEM ME 10 Zeiss) de la Facultad de Ciencias Sociales de la Universidad de Chile, con un aumento de 2500X, con el propósito de evaluar el material particulado y polen depositados.

LOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

Para evaluar las variables relacionadas a contaminación atmosférica se utilizaron los datos oficiales de las concentraciones de $MP_{2,5}$, MP_{10} y O_3 informadas por el Sistema Nacional de Calidad de Aire (SINCA) para las nueve estaciones de monitoreo en el período de noviembre 2014 a enero 2016 (Anexo 1). Además, se contabilizó el número de días sobre la norma diaria de calidad de $MP_{2,5}$ ($50 \mu g/m^3$) y MP_{10} ($150 \mu g/m^3$) para dicho periodo de tiempo.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS EXPERIMENTALES

El análisis estadístico de las variables foliares de *Quillaja saponaria* y las concentraciones de los contaminantes en cada estación de monitoreo analizadas, se efectuó mediante la prueba de Kruskal-Wallis y el coeficiente de correlación de Pearson. Además, la prueba de Kruskal-Wallis se utilizó para evaluar las diferencias entre las áreas con diferente contaminación atmosférica para cada variable morfológica de las cinco especies de estudio. La prueba de Kruskal-Wallis se realizó para analizar si existen diferencias significativas entre las estaciones de monitoreo y las áreas de estudio, para cada una de las variables morfo-anatómicas estudiadas. El coeficiente de correlación de Pearson se realizó para evaluar si existe algún tipo de correlación significativa entre la concentración de los contaminantes y los valores de las variables morfo-anatómicas estudiadas.

ANÁLISIS FINAL

A partir de los resultados del análisis morfo-anatómico de hojas de las especies de los árboles estudiados y de un análisis bibliográfico complementario de autores nacionales se elaboró un listado de características para las especies de árboles urbanos. En la Figura 5 se muestra el mapa conceptual que resume la metodología de este trabajo.

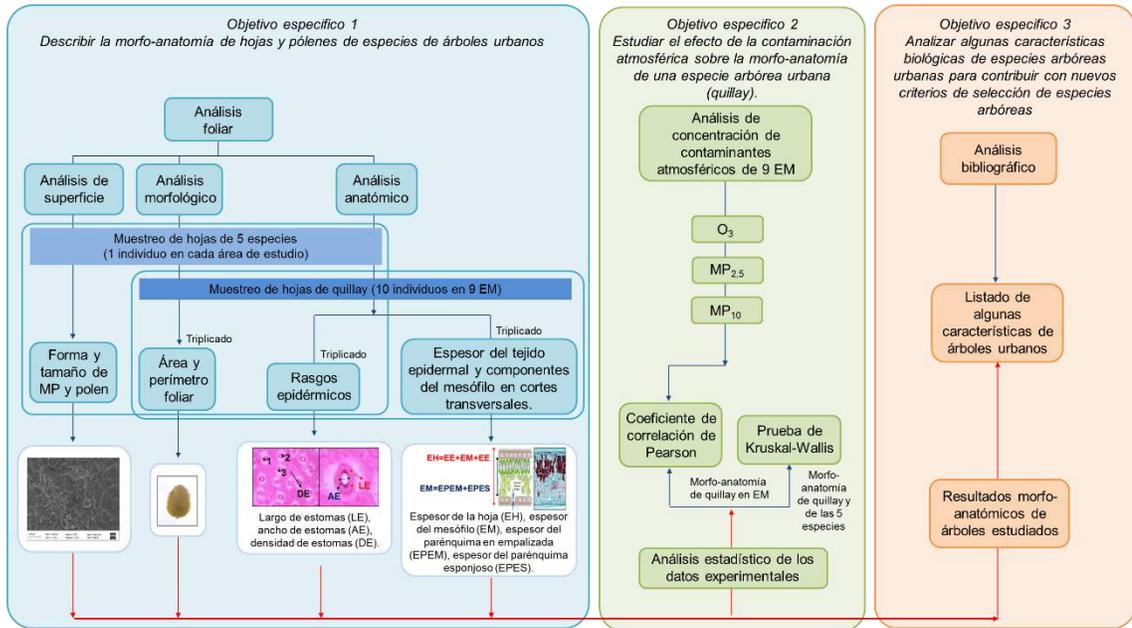


Figura 5: Mapa conceptual del trabajo metodológico realizado

RESULTADOS

Objetivo 1: Describir la morfo-anatomía de hojas y pólenes de especies de árboles urbanos.

A partir del análisis morfo-anatómico realizado en las cinco especies ubicadas en las tres áreas estudiadas: A, B, C con diferentes niveles de contaminación por material particulado, se obtuvo la siguiente información de las características físicas de las hojas: 1) Las hojas de *Q. saponaria* y *S. molle* presentan estomas en ambas epidermis (anfiestomático), en tanto que, *O. europaea*, *B. populneus* y *M. azedarach* presentan estomas sólo en la epidermis abaxial (hipoestomático); 2) Las hojas de *Q. saponaria*, *S. molle*, *O. europaea* y *M. azedarach* presentan modificaciones epidermales (tricomas); en particular, las hojas de *O. europaea* presentan tricomas en forma de sombrillas en ambas epidermis (escamas), con mayor abundancia en la epidermis abaxial (Figura 6).

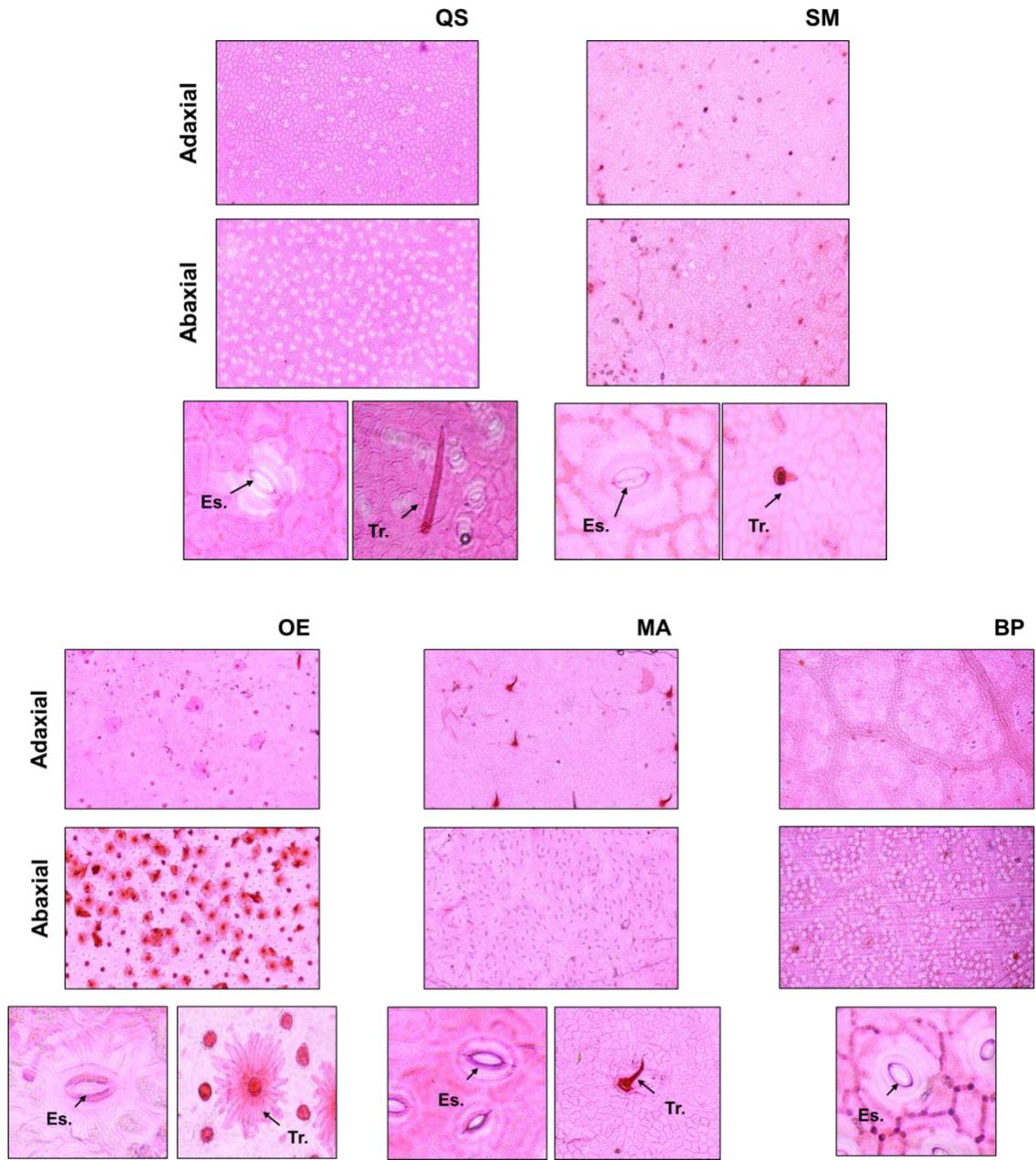


Figura 6: Microcopia óptica de QS: *Quillaja saponaria*, SM: *Schinus molle*, OE: *Olea europaea*, MA: *Melia azedarach*, BP: *Brachychiton populneus*. Las flechas negras corresponden a estomas (Es.) y tricomas (Tr.).

Se determinó el área y perímetro foliar de la hoja y los rasgos epidérmicos de cada especie, para lo cual se cuantificó el largo, ancho de estomas y la densidad de estomas en ambas epidermis. El Cuadro 1 corresponde a los valores promedio de las variables morfo-anatómicas de cada especie arbórea en las tres áreas de estudio. Se observó que el largo y ancho de estoma de la epidermis adaxial y abaxial de *Q. saponaria* y abaxial de *M. azedarach*, *O. europaea* y *B. populneus* son menores en relación a ambas epidermis de *S. molle*. Por otra parte, la densidad de estomas en la epidermis adaxial es menor en *Q. saponaria* que *S. molle* y la densidad de estomas en la epidermis abaxial es menor en las hojas de *S. molle* que *O. europaea*.

Cuadro 1: Valores promedio de variables morfo-anatómicas de cinco especies estudiadas en las tres áreas de estudio.

	Área	LEADA µm	LEABA µm	AEADA µm	AEABA µm	DEADA	DEABA	AF mm ²	PF mm
QS	Área A	12,1	15,1	5,6	7,4	6,7	152	1148	143
	Área B	12,8	13,2	5,4	6,3	30,3	215	665	112
	Área C	13,7	13,8	6,4	7,0	6,0	243	599	114
SM	Área A	16,6	17,5	8,2	10,7	84,0	182	100	61
	Área B	18,1	18,0	9,8	10,2	78,3	125	119	69
	Área C	17,5	16,9	9,3	8,6	96,3	124	95	51,8
OE	Área A	n/a	15,2	n/a	7,6	0,0	355	591	153
	Área B	n/a	15,7	n/a	6,6	0,0	346	631	166
	Área C	n/a	15,9	n/a	7,1	0,0	380	346	105
MA	Área A	n/a	13,3	n/a	6,1	0,0	274	457	117
	Área B	n/a	13,1	n/a	5,8	0,0	289	485	131
	Área C	n/a	14,8	n/a	6,4	0,0	232	716	144
BP	Área A	n/a	10,6	n/a	6,4	0,0	326	1.609	293
	Área B	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	Área C	n/a	10,8	n/a	6,4	0,0	427	1.503	2935

QS: *Quillaja saponaria*, SM: *Schinus molle*, OE: *Olea europaea*, MA: *Melia azedarach*, BP: *Brachychiton populneus*. LEADA: largo estoma adaxial, LEABA: largo estoma abaxial, AEADA: ancho estoma adaxial, AEABA: ancho estoma abaxial, DEADA: densidad estoma adaxial, DEABA: densidad estoma abaxial, AF: área foliar, PF: perímetro foliar. n/a: no aplica

El análisis de la superficie de la epidermis adaxial y abaxial de las cinco especies de estudio en las tres áreas de estudio (A, B y C) se realizó a través de microscopia electrónica de barrido (Figura 7 y 8). Las imágenes exhiben partículas de diferentes tamaños y formas en ambas epidermis analizadas y menor número de partículas gruesas en el área A, de menor nivel de contaminación por material particulado, comparado con el área C, de mayor nivel. *S. molle* y *M. azedarach* presentan mayor rugosidad en su superficie. Tal como se mencionó anteriormente es posible observar los característicos tricomas de *O. europaea*.

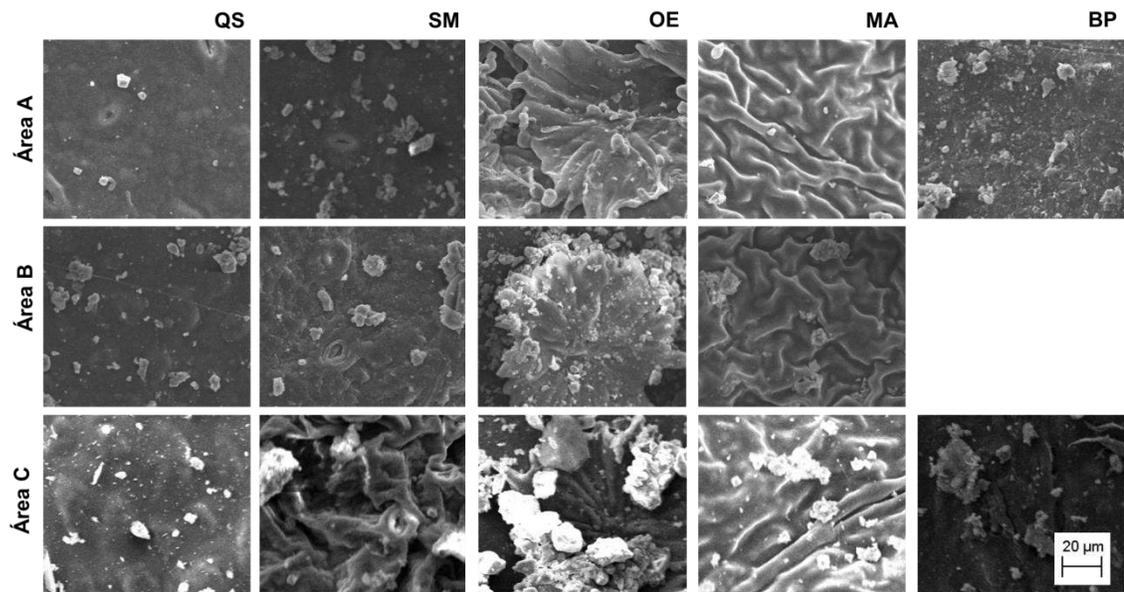


Figura 7: Microscopia electrónica de barrido de epidermis adaxial de QS: *Quillaja saponaria*, SM: *Schinus molle*, OE: *Olea europaea*, MA: *Melia azedarach*, BP: *Brachychiton populneus* en las tres áreas de estudio. Aumento 2500X.

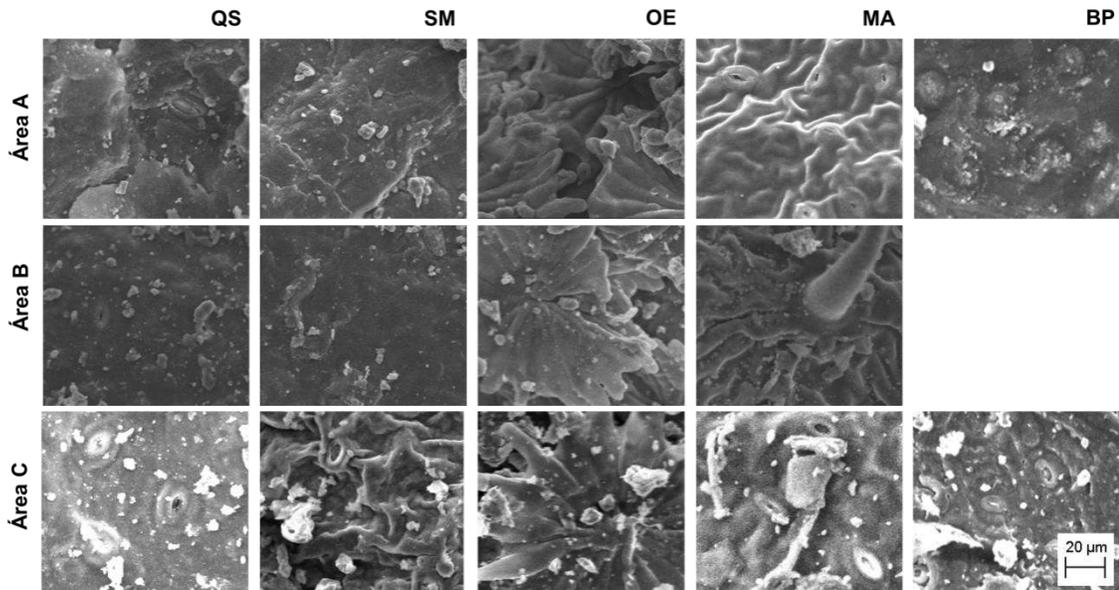


Figura 8: Microscopia electrónica de barrido de epidermis abaxial de QS: *Quillaja saponaria*, SM: *Schinus molle*, OE: *Olea europea*, MA: *Melia azedarach*, BP: *Brachychiton populneus* en las tres áreas de estudio. Aumento 2500X.

Por otra parte, al evaluar la presencia de material particulado en la superficie de la hoja, se observa material particulado de diferentes tamaños y formas depositado sobre el poro estomático (Figura 9).

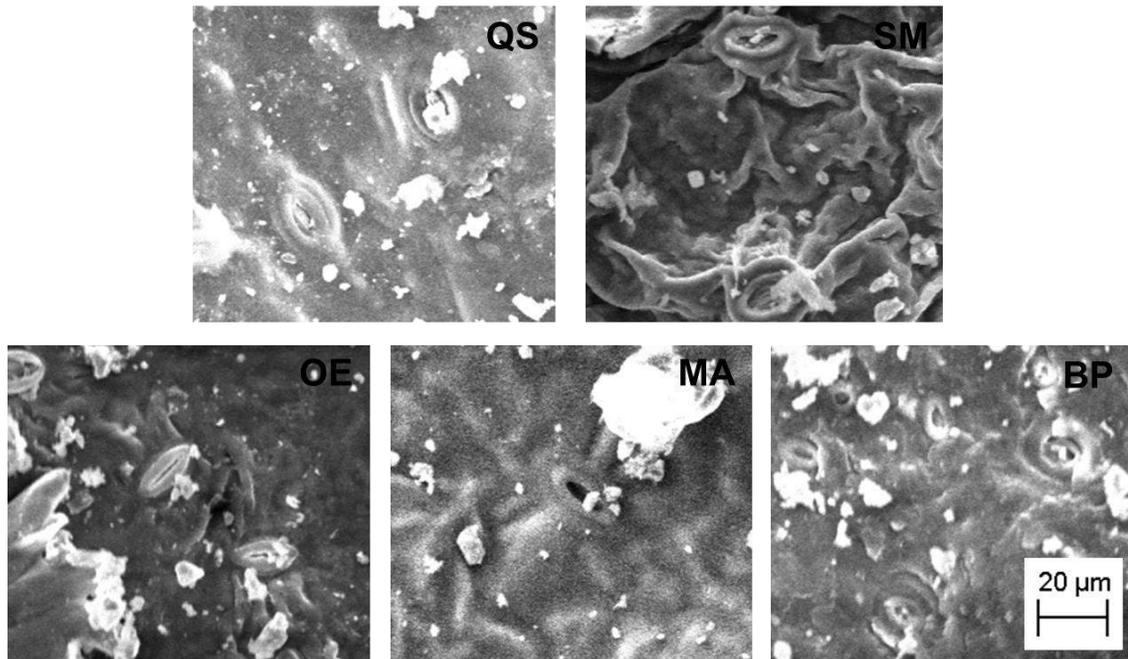


Figura 9: Microscopia electrónica de barrido de estomas de epidermis abaxial de QS: *Quillaja saponaria*, SM: *Schinus molle*, OE: *Olea europea*, MA: *Melia azedarach*, BP: *Brachychiton populneus* en el área C de alto nivel de contaminación por material particulado. Aumento 2500X.

A partir de las micrografías obtenidas, se identificaron granos de polen sobre las hojas estudiadas con el fin de evaluar su morfología y su relación con el material particulado. Los granos de polen observados presentan la siguiente clasificación taxonómica: *Taraxacum officinale* o diente de león, *Olea europaea*, Familia Asteraceae y Familia Poaceae, los granos correspondientes a P5 y P6 no se pudieron clasificar (Figura 10).

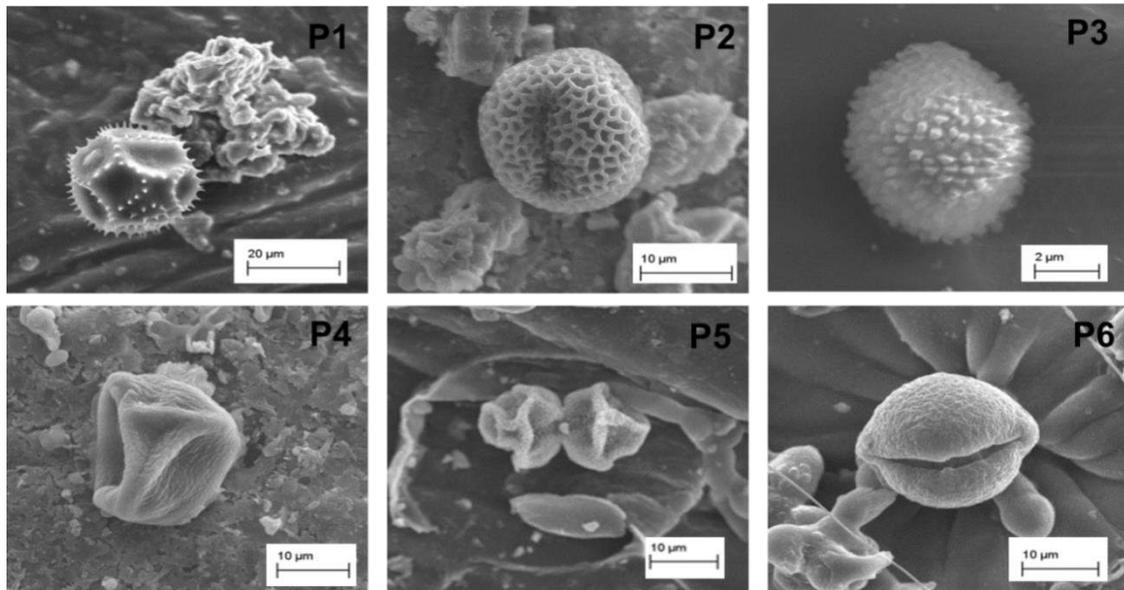


Figura 10: Microscopia electrónica de barrido de granos de polen. *Taraxacum officinale* (P1), *Olea europaea* (P2), familia Asteraceae (P3), familia Poaceae (P4), desconocidas (P5-6).

Así también, a partir del análisis morfo-anatómico, se realizó la caracterización de rasgos epidérmicos de las hojas de *Q. saponaria* provenientes de cada estación de monitoreo, cuyos valores promedio se muestran en el Cuadro 2. El largo de estoma de ambas epidermis presenta un rango entre 13-16 μm , el ancho de estoma de ambas epidermis un rango entre 8-9 μm , la densidad de estomas adaxial entre 21-78 estomas/ mm^2 , la densidad de estomas abaxial entre 227-290 estomas/ mm^2 , el área foliar entre 501-571 mm^2 y perímetro foliar entre 94-105 mm, considerando todas las estaciones de monitoreo.

Cuadro 2: Valores promedio de variables morfo-anatómicas de *Quillaja saponaria* en las estaciones de monitoreo de la Red MACAM indicadas.

EM	LEADA µm	LEABA µm	AEADA µm	AEABA µm	DEADA	DEABA	AF mm ²	PF mm
EM-Q	14,5	15,6	8,62	9,30	55,6	239	555	100
EM-C	13,9	14,9	8,86	9,33	25,4	254	571	99
EM-CN	14,1	14,6	8,16	8,59	52,5	228	531	95
EM-EB	13,6	14,4	8,18	8,98	21,8	256	544	105
EM-PO	14,2	15,4	8,65	9,61	23,7	247	554	100
EM-I	14,8	16,1	9,03	9,53	60,2	237	502	95
EM-LC	13,9	14,9	8,99	9,13	43,7	250	539	96
EM-PA	15,2	15,3	8,96	8,91	62,8	256	512	102
EM-LF	13,8	14,9	8,44	8,94	77,6	290	510	103

LEADA: largo estoma adaxial, LEABA: largo estoma abaxial, AEADA: ancho estoma adaxial, AEABA: ancho estoma abaxial, DEADA: densidad estoma adaxial, DEABA: densidad estoma abaxial, AF: área foliar, PF: perímetro foliar. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura.

Con el fin de evaluar el número total de estomas en cada epidermis se tomaron los valores de la densidad de estomas (n° de estomas/mm²) y el área foliar (mm²) en cada estación (Cuadro 3). La epidermis adaxial presenta entre 11.848 y 39.524 estomas y la epidermis abaxial entre 118.821 y 147.548 estomas. Las estaciones de monitoreo EM-El Bosque presentan menor número de estomas en la epidermis adaxial, mientras que EM-Independencia presentan menor número de estomas en la epidermis abaxial y EM-La Florida mayor número de estomas en la epidermis adaxial y abaxial. Por lo cual, la razón entre estomas abaxial/estomas adaxial (EEABA/EEADA) es menor (3,7) para EM-La Florida y mayor (11,8) para EM-El Bosque.

Cuadro 3: Valores promedio del número total de estomas de cada epidermis de la hoja de *Quillaja saponaria* en cada estación de monitoreo.

EM	Número total de estomas		Razón EEABA/EEADA
	Epidermis ADA	Epidermis ABA	
EM-Q	30.849	132.919	4,31
EM-C	14.474	144.739	10,0
EM-CN	27.881	120.910	4,34
EM-EB	11.848	139.355	11,8
EM-PO	13.097	136.892	10,5
EM-I	30.213	118.821	3,93
EM-LC	23.560	135.026	5,73
EM-PA	32.144	131.187	4,08
EM-LF	39.524	147.548	3,73

ADA: adaxial, ABA: abaxial, EEADA: estomas epidermis adaxial, EEABA: estomas epidermis abaxial. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura.

Además, se determinó el espesor del tejido epidermal y los componentes del mesófilo de las hojas de *Q. saponaria* provenientes de cada estación de monitoreo. En la Figura 11 se identifican las partes principales de la hoja a partir del corte transversal, además, se observaron pelos cortos pocos abundantes en el nervio central de la hoja en la epidermis adaxial y abaxial.

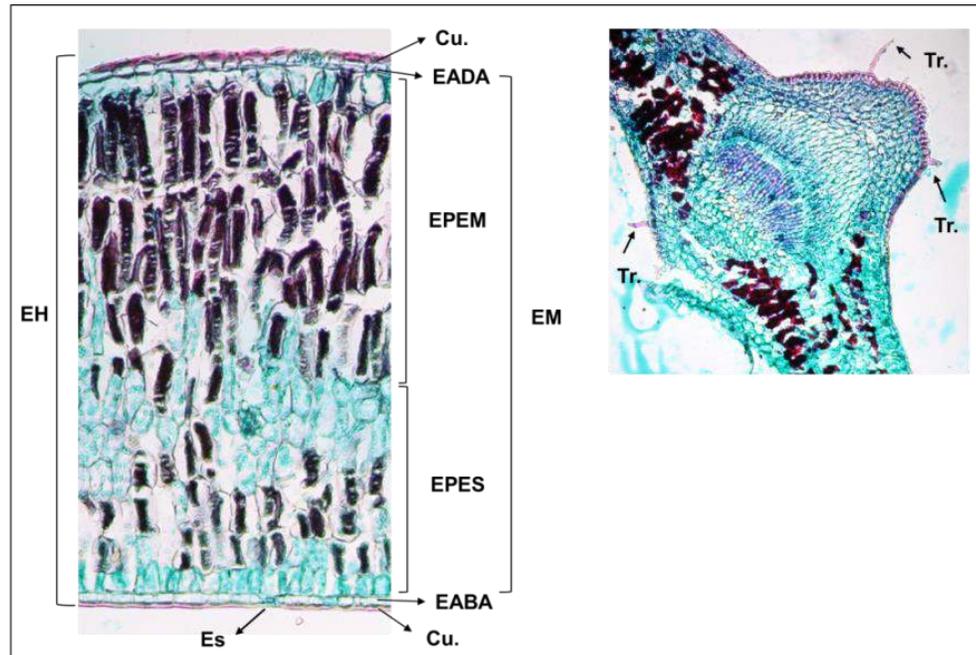


Figura 11: Cortes transversales de hojas de *Quillaja saponaria*. Cu: cutícula, Es: estomas, Tr: tricomas, EADA: epidermis adaxial, EABA: epidermis abaxial, EH: espesor hoja, EM: espesor mesófilo, EPEM: espesor parénquima empalizada, EPES: espesor parénquima esponjoso. Aumento 10X.

La Figura 12 muestra los cortes transversales de una hoja representativa de cada estación de monitoreo. El mesófilo de *Q. saponaria* se caracteriza por ser de tipo dorsiventral constituido por 4-5 corridas de células de parénquima empalizada y 5-6 corridas de células de parénquima esponjoso.

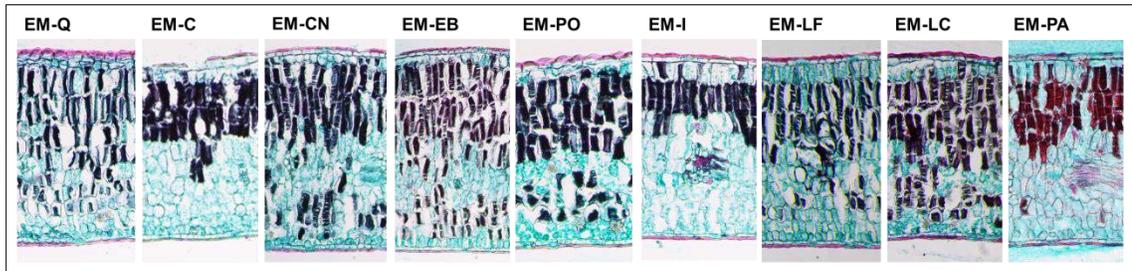


Figura 12: Cortes transversales de hojas de *Quillaja saponaria* en las Estaciones de Monitoreo. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura. Aumento 10X.

La cuantificación del espesor del tejido epidermal y los componentes del mesófilo se presentan en el Cuadro 4. El espesor de la hoja presenta un rango entre 299-619 μm , el espesor de la epidermis entre 15 y 22 μm , el espesor del mesófilo entre 261 y 587 μm . espesor parénquima empalizada entre 149 y 323 μm , el espesor parénquima esponjoso entre 108 y 258 μm y un n^o de corridas entre 3,3 y 4,5 de células del parénquima empalizada. En general, la estación de monitoreo EM-Cerrillos presenta menor espesor del tejido epidermal y componentes del mesófilo y EM-Puente Alto presenta mayor espesor.

Cuadro 4: Valores promedio de rasgos morfo-anatómicos de *Quillaja saponaria* en cada estación de monitoreo.

EM	EH μm	EE μm	EM μm	EPEM μm	EPES μm	n° corridas PEM	AF mm^2	PF mm
EM-Q	445	19,5	409	223	185	3,50	551	98,4
EM-C	300	19,3	261	149	109	3,33	556	99,5
EM-CN	518	22,0	480	265	214	4,00	496	94,6
EM-EB	451	19,2	417	246	167	3,75	489	91,1
EM-PO	312	20,7	276	160	114	3,50	686	114
EM-I	517	22,3	478	279	196	4,00	574	98,8
EM-LC	491	22,2	448	270	177	4,25	527	95,2
EM-PA	619	21,3	587	324	258	4,00	526	92,9
EM-LF	553	15,0	523	313	206	4,50	526	92,0

EH: espesor hoja, EE: espesor epidermis, EM: espesor mesófilo, EPEM: espesor parénquima en empalizada, EPES: espesor parénquima esponjoso, n° corridas de células de parénquima en empalizada, AF: área foliar, PF: perímetro foliar. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura.

Objetivo 2: Estudiar el efecto de la contaminación atmosférica sobre la morfo-anatomía de una especie arbórea urbana.

Se realizó la prueba Krustal-Wallis para comparar cada una de las variables morfo-anatómicas de las cinco especies de estudio (ver Cuadro 1) entre las tres áreas (A, B y C) con diferentes grados de contaminación del aire por material particulado. Se observaron diferencias significativas en la densidad de estomas abaxial y en el ancho de estomas abaxial de *Q. saponaria* (H: 6,49 $p < 0,05$); además, la densidad de estomas abaxial mostró diferencias significativas entre los sitios estudiados en *B. populneus* y *M. azedarach* (H: 3,86 $p < 0,05$; H: 5,96 $p < 0,05$, respectivamente).

Al comparar cada una de las variables morfo-anatómicas en los individuos de *Q. saponaria* presentes (ver Cuadro 4) en las distintas estaciones de monitoreo, se observaron diferencias significativas en el largo de estomas de las epidermis adaxial y abaxial (H: 19,29 $p < 0,05$; H: 18,53 $p < 0,05$), en la densidad de estomas de las epidermis adaxial y abaxial (H: 60,12 $p < 0,05$; H: 20,23 $p < 0,05$) y en el perímetro foliar (H: 18,16 $p < 0,05$). Además, se observaron diferencias significativas en el espesor de la hoja (H: 18,78 $p < 0,05$), el espesor del mesófilo (H: 19,03 $p < 0,05$), el espesor del parénquima empalizada (H: 18,42 $p < 0,05$) y el parénquima esponjoso (H: 18,19 $p < 0,05$) entre las estaciones de monitoreo. Las Figura 13 y 14 muestran los valores promedio de dichas variables morfo-anatómicas.

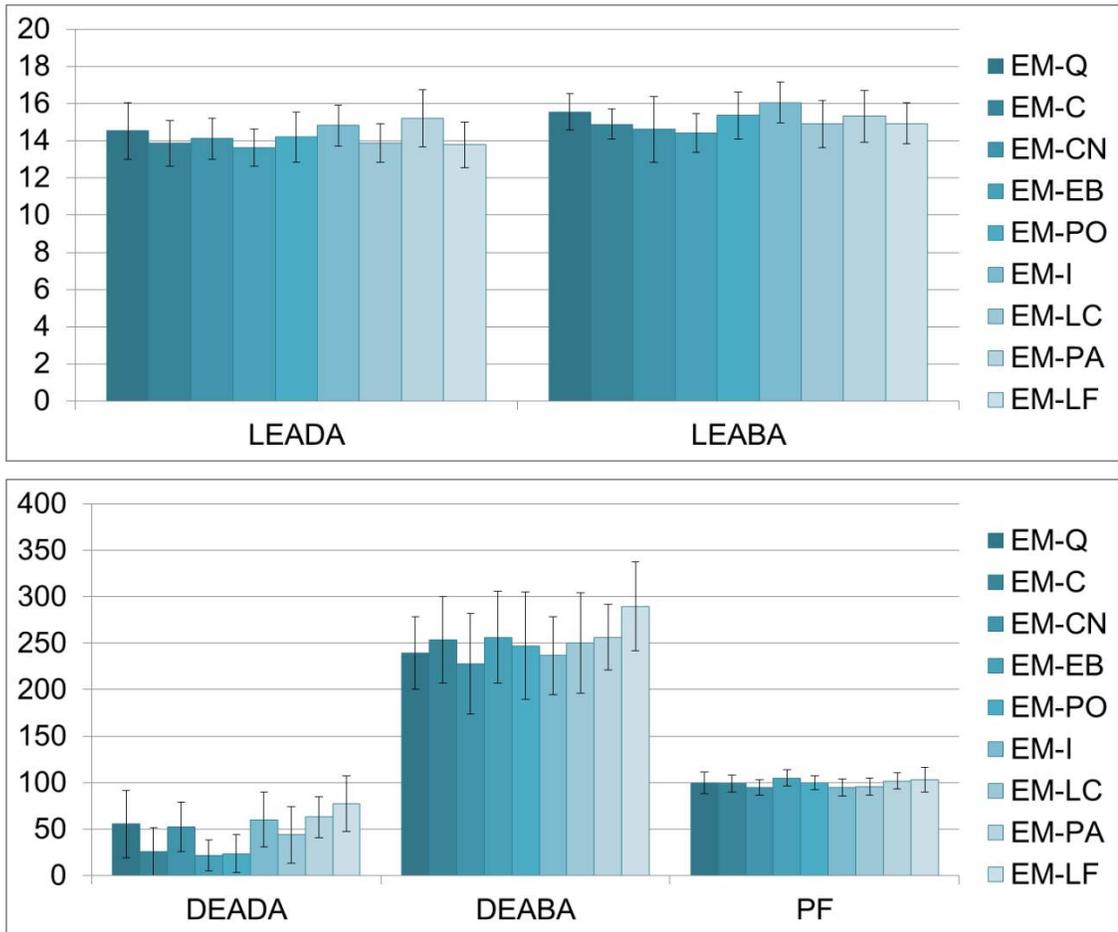


Figura 13: Valores promedio del largo estoma adaxial (LEADA), el abaxial, (LEABA), la densidad estoma adaxial (DEADA), la densidad estoma abaxial (DEABA) y el perímetro foliar (PF) de *Quillaja saponaria* en las estaciones de monitoreo. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura.

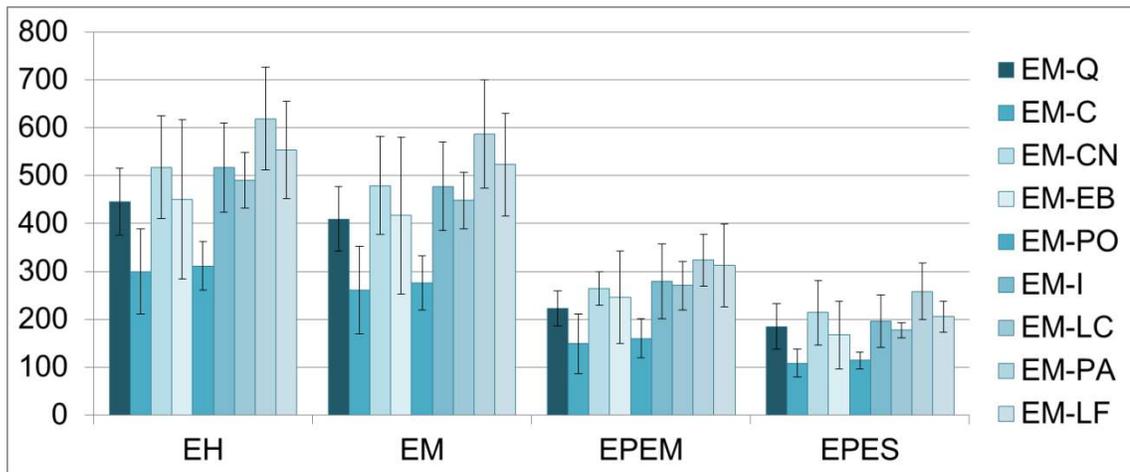


Figura 14: Valores promedio del espesor hoja (EH), el espesor mesófilo (EM), el espesor parénquima en empalizada (EPEM), el espesor parénquima esponjoso (EPES) de *Quillaja saponaria* en las estaciones de monitoreo. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura.

Se analizó la correlación entre las variables morfo-anatómicas de *Q. saponaria* y la concentración de MP y O₃ en las estaciones de monitoreo. La Figura 15 muestra que los promedios anuales de MP_{2,5} y MP₁₀ sobrepasan la norma anual de calidad de aire (20 y 50 µg/m³, respectivamente) y una exposición diaria por sobre la norma diaria de calidad de aire (50 y 150 µg/m³, respectivamente) de forma diferente en las distintas estaciones de monitoreo. El período otoño-invierno presenta mayores concentraciones de MP (46,9 µg/m³

de MP_{2,5} en la EM-El Bosque y 108,1 µg/m³ de MP₁₀ en la EM-Quilicura) así como también episodios de contaminación. El sector oriente de la provincia presenta menores concentraciones de MP. Además, las concentraciones estacionales de MP se muestran en el Cuadro 5.

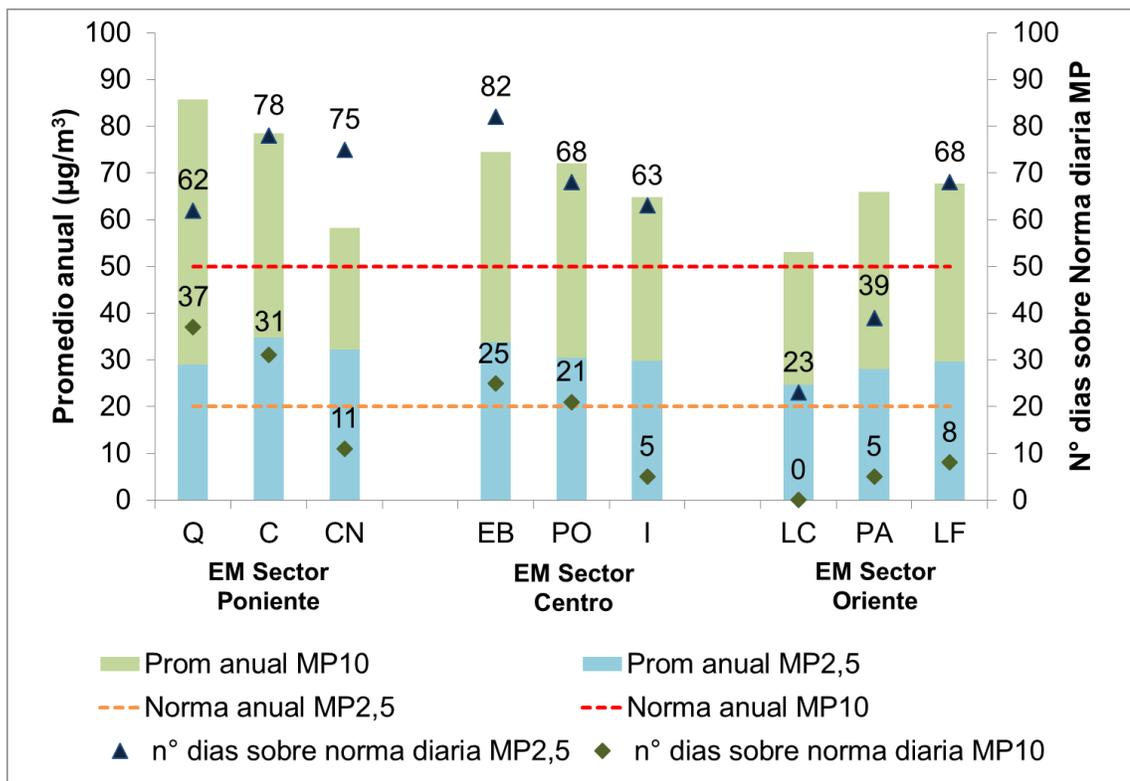


Figura 15: Promedio anual y n° de días sobre la norma diaria de material particulado (MP) en las estaciones de monitoreo. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura. Fuente: Información base desde SINCA, 2016.

Cuadro 5: Concentraciones de promedio anual y estacionales de MP_{2,5} y MP₁₀ y n° de días sobre la norma diaria de MP_{2,5} y MP₁₀ entre noviembre 2014 a enero 2016 para cada una de las estaciones de monitoreo.

Sector	EM	Prom MP _{2,5} µg/m ³	Prom MP ₁₀ µg/m ³	n° días >norma diaria MP _{2,5}	n° días >norma diaria MP ₁₀	Prom P-V MP _{2,5}	Prom O-I MP _{2,5}	Prom P-V MP ₁₀	Prom O-I MP ₁₀
Poniente	Q	28,9	85,8	62	37	17,2	42,4	66,9	108,1
	C	34,8	78,5	78	31	17,1	46,2	56,0	101,8
	CN	32,2	58,2	75	11	16,9	48,2	39,1	80,8
Centro	EB	33,7	74,5	82	25	21,1	46,9	54,2	98,4
	PO	30,5	72,1	68	21	19,1	43,7	56,0	91,3
	I	29,8	64,9	63	5	19,1	41,8	49,7	82,5
Oriente	LC	24,6	53,1	23	0	18,5	31,3	46,2	61,0
	PA	28,0	66,0	39	5	19,2	37,3	53,7	79,6
	LF	29,6	67,8	68	8	17,7	43,1	50,1	87,6

EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura, P-V: Primavera-Verano, O-I: Otoño-Invierno. Fuente: Información base desde SINCA, 2016.

Las concentraciones de O₃ se muestran en el Cuadro 6. Las horas diurnas (6:00-20:00 pm en verano y 8:00-17:00 en invierno) alcanzaron las mayores concentraciones de O₃, principalmente en época de primavera-verano (58,9 µg/m³ en EM-Las Condes). En el Cuadro 7 se muestra el valor máximo obtenido del promedio móvil de 8 horas en cada estación de monitoreo (88,8 µg/m³ en EM-Las Condes), el cual no supera la norma de O₃ indicada como un promedio móvil de 8 horas correspondiente a 120 µg/m³. Sin embargo, los valores horarios observados en la base de datos del SINCA (2016) alcanzan niveles mayores en las horas diurnas de la época de primavera-verano (109,1 µg/m³ en EM-Las Condes). El sector centro y poniente de la provincia presentan las menores concentraciones de O₃.

Cuadro 6: Concentración de promedio anual y estacional de O₃ para nueve de las estaciones oficiales de monitoreo entre noviembre 2014 y enero 2016.

Sector	EM	Prom O ₃ µg/m ³	Prom P-V O ₃	Prom O-I O ₃	Prom P-V diurno	Prom P-V nocturno	Prom O-I diurno	Prom O-I nocturno
Poniente	EM-Q	27,3	36,0	16,5	46,0	16,0	21,8	6,0
	EM-C	30,0	41,7	17,7	52,1	21,2	23,5	6,3
	EM-CN	25,9	35,4	15,8	44,7	17,2	20,2	7,0
Centro	EM-EB	24,1	32,7	14,9	44,0	10,1	20,3	4,6
	EM-PO	27,7	39,8	15,9	49,9	14,6	21,5	4,8
	EM-I	22,8	29,9	14,6	40,7	10,1	19,0	6,4
Oriente	EM-LC	35,4	43,4	21,4	58,9	11,2	28,5	7,4
	EM-PA	33,9	44,4	22,0	56,3	20,8	28,5	9,0
	EM-LF	22,6	29,7	14,5	39,6	10,2	18,6	6,6

EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura, P-V: Primavera-Verano, O-I: Otoño-Invierno. Fuente: Información base desde SINCA, 2016.

Cuadro 7: Valor máximo obtenido del promedio móvil de 8 horas de O₃ para nueve de las estaciones oficiales de monitoreo entre noviembre 2014 y enero 2016.

Sector	EM	Máximo Promedio 8 horas móviles O ₃	Máximo Promedio 8 horas móviles P-V O ₃	Máximo Promedio 8 horas móviles O-I O ₃
Poniente	EM-Q	53,6	67,3	36,3
	EM-C	58,9	76,6	39,8
	EM-CN	50,3	65,0	33,9
Centro	EM-EB	52,5	68,6	34,8
	EM-PO	57,3	76,2	37,2
	EM-I	45,6	63,9	30,8
Oriente	EM-LC	74,3	88,8	47,6
	EM-PA	64,1	80,4	45,7
	EM-LF	45,6	59,8	29,3

EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura, P-V: Primavera-Verano, O-I: Otoño-Invierno. Fuente: Información base desde SINCA, 2016.

El análisis de correlación de Pearson de las variables morfo-anatómicas de *Q. saponaria* y las concentraciones de MP y O₃ mostró correlaciones estadísticamente significativas al $p < 0,05$. El análisis de las variables morfológicas mostró una correlación positiva: para mayor n° de días de exposición sobre la norma diaria de MP₁₀ una mayor área foliar ($r: 0,78$). En el caso de las variables anatómicas, se observó una correlación negativa: para concentraciones mayores del promedio estacional de otoño-invierno de MP_{2,5} se observó menor ancho de estomas de epidermis adaxial ($r: -0,70$); para mayor n° de días expuestos sobre la norma diaria de MP₁₀ un menor espesor de la hoja, del mesófilo, del parénquima empalizada y del n° de corridas de células de parénquima de empalizada ($r: -0,68$; $r: -0,66$; $r: -0,72$; $r: -0,84$, respectivamente); este último también se correlaciona inversamente con el promedio anual de MP₁₀ y el promedio estacional de otoño-invierno de las concentraciones de MP₁₀ ($r: -0,73$; $r: -0,71$) (Cuadro 8).

Cuadro 8: Análisis de correlación de Pearson entre las variables foliares de *Quillaja saponaria* y la concentración de MP_{2,5} y MP₁₀.

Morfología	AF	PF				
N° días MP ₁₀	0,78	0,33				
Rasgos epidérmicos	LEADA	LEABA	AEADA	AEABA	DEADA	DEABA
Promedio O-I MP _{2,5}	-0,31	-0,28	-0,70	-0,12	-0,27	-0,12
Espesor del tejido epidermal y componentes del mesófilo	EH	EE	EM	EPEM	EPES	N° corridas PEM
N° días MP ₁₀	-0,68	-0,28	-0,66	-0,72	-0,56	-0,84
Promedio MP ₁₀	-0,5	-0,43	-0,48	-0,53	-0,4	-0,73
Promedio O-I MP ₁₀	-0,51	-0,46	-0,49	-0,54	-0,41	-0,71

AF: área foliar, PF: perímetro foliar, LEADA: largo estoma adaxial, LEABA: largo estoma abaxial, AEADA: ancho estoma adaxial, AEABA: ancho estoma abaxial, DEADA: densidad estoma adaxial, DEABA: densidad estoma abaxial, EH: espesor hoja, EE: espesor epidermis, EM: espesor mesófilo, EPEM: espesor parénquima en empalizada, EPES: espesor parénquima esponjoso, n° corridas de células de parénquima en empalizada, O-I: Otoño-Invierno. En negrita valores con $p < 0,05$.

Objetivo 3: Analizar algunas características biológicas de especies arbóreas urbanas para contribuir con criterios de selección de especies arbóreas.

A partir de los resultados obtenidos de la morfo-anatomía de las cinco especies de árboles estudiados en esta investigación (Objetivo específico 1) y de una recopilación bibliográfica a nivel local, se elaboró el Cuadro 9 con algunas características biológicas.

Las características de los árboles se agruparon en los siguientes aspectos: i) siempre verde o caducas, esta variable se relaciona a la presencia o ausencia de la superficie disponible del árbol para la captura de MP durante el año; ii) emisiones de compuestos orgánicos volátiles biogénicos (COVBs) e índice potencial formador de ozono (IPFO); iii) estructura del árbol considerando la densidad de follaje, altura y tasa de crecimiento; iv) grado de alergenicidad; v) tolerancia al estrés generado por la contaminación del aire y su adaptación; y, vi) características de las hojas considerando rugosidad o presencia de resinas, modificaciones epidermales (tricomas) y estomas hipoestomático o anfiestomático.

Cuadro 9: Listado de características de las cinco especies de árboles urbanos estudiados.

	QS	SM	OE	MA	BP
Siempre verde o caducas					
Captura MP O/I	+	+	+	-	+
Captura MP P/V	+	+	+	+	+
BVOCs e IPFO¹					
Bajas emisiones de COVsB	+	+	-	s/d	+
Bajo IPFO	+	+	-	s/d	+
Estructura copa^{2,3}					
Alta densidad de follaje	+	+	+	+	+
Altura (m) ^{4,6}	8-15	10-15	9-12	7-12	10-18
Alta tasa de crecimiento	-	++	-	++	++
Emisión de polen⁵					
Alerginicidad	-	-	+	-	-
Tolerancia al estrés^{2,3,6}					
Bajo requerimiento hídrico	-/+	+	+	-	-/+
Adaptación clima	+	+	s/d	+	-/+
Adaptación contaminación	+	+	s/d	-/+	+
Hojas					
Hojas rugosas, resinosas u otra	+	++	+	+	+
Modificaciones epidermales	-/+	-/+	++	+	-
Estomas hipoestomático	-	-	+	+	+
Estoma anfiestomático	+	+	-	-	-

QS: *Quillaja saponaria*, SM: *Schinus molle*, OE: *Olea europea*, MA: *Melia azedarach*, BP: *Brachychiton populneus*

s/d: sin datos

(+)=presenta la característica, (++)=presenta en mayor medida la característica, (-/+)=presenta a veces a la característica, (-)=no presenta la característica

Fuente: ¹Préndez et al., 2013; 2014. ²Alvarado et al., 2013; ³Hoffmann, 1998. ⁴Hortocopia, 2016. [En línea]: <https://www.hortocopia.com/hortpip/index.shtml>. ⁵Toro et al., 2015. ⁶Gutiérrez, 2005.

Para complementar el análisis, se extensión la caracterización para algunas de las especies presentes en el arbolado urbano (exóticas y nativas) de la provincia de Santiago (Cuadro 10 y 11).

Cuadro 10: Listado de características de especies exóticas de árboles urbanos.

	Especies exóticas								
	LS	QS	AN	RP	BeP	PCn	PCv	AD	PO
Siempre verde o caducas									
Siempre verdes (Captura MP O/I)	-	+	-	-	-	-	-	+	-
Caducas (Captura MP P/V)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
BVOCs e IPFO¹									
Bajas emisiones de COVsB	-	+	s/d	-	-	-	-	-	s/d
Bajo IPFO	-	+	s/d	-	-	-	-	-	s/d
Estructura copa^{2,3}									
Alta densidad de follaje	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Altura (m) ⁴	15-23	21-30	7-15	15-23	7-15	4-7	4-7	6-9	21-27
Alta tasa de crecimiento	+	++	++	++	-	+	+	+	++
Emisión de polen⁵									
Alerginicidad	-	+	++	-/+	+	-	-	+	++
Tolerancia al estrés^{2,3,6}									
Bajo requerimiento hídrico	-	-	-	-	-	-	-	-/+	-
Adaptación clima	-/+	+	+	-/+	-	+	+	s/d	-/+
Adaptación contaminación	+	+	+	+	-/+	-/+	-/+	+	+
Hojas									
Hojas rugosas o resinosas	++	s/d	++	++	s/d	s/d	s/d	s/d	++
Modificaciones epidermales	+	s/d	+	+	s/d	s/d	s/d	s/d	++
Estomas hipostomático	+	+	+	+	s/d	s/d	s/d	s/d	+
Estoma anfiestomático	-	-	-	-	s/d	s/d	s/d	s/d	-

LS: *Liquidambar styraciflua*, QS: *Quercus suber*, AN: *Acer negundo*, RS: *Robinia pseudoacacia*, BeP: *Betula pendula*, PCn: *Prunus cerasifera*, PCv: *Prunus cerasifera* var. *nigra pisardii*, AD: *Acacia dealbata*, PO: *Platanus orientalis*.

s/d: sin datos

(+)=presenta la característica, (++)=presenta en mayor medida la característica, (-/+)=presenta a veces a la característica, (-)=no presenta la característica

Fuente: ¹Préndez et al., 2013; 2014. ²Alvarado et al., 2013; ³Hoffmann, 1998. ⁴Hortocopia, 2016. [En línea]: <https://www.hortocopia.com/hortpip/index.shtml>. ⁵Toro et al., 2015. ⁶Gutiérrez, 2005.

Cuadro 11: Listado de características de especies nativas de árboles urbanos.

Especies nativas				
	MB	AC	CA	CS
Siempre verde o caducas				
Captura MP O/I	+	-	+	+
Captura MP P/V	+	+	+	+
BVOCs e IPFO¹				
Bajas emisiones de COVsB	+	+	++	+
Bajo IPFO	+	+	++	+
Estructura copa^{2,3}				
Alta densidad de follaje	+	-	+	-
Altura (m) ^{4,6}	8-20	3-6	8-20	5-10
Alta tasa de crecimiento	-	+	+	+
Emisión de polen⁵				
Alerginicidad	-	+	-	-
Tolerancia al estrés^{2,3,6}				
Bajo requerimiento hídrico	-	+	-	+
Adaptación clima	-/+	+	+	+
Adaptación contaminación	-	-	+	s/d
Hojas				
Hojas rugosas, resinosas u otra	+	s/d	+	+
Modificaciones epidermales	s/d	s/d	s/d	s/d
Estomas hipoestomático	s/d	s/d	s/d	s/d
Estoma anfiestomático	s/d	s/d	s/d	s/d

MB: *Maytenus boaria*, AC: *Acacia caven*, CA: *Cryptocaria alba*, CS: *Caesalpinia spinosa*.

s/d: sin datos

(+)=presenta la característica, (++)=presenta en mayor medida la característica, (-/+)=presenta a veces a la característica, (-)=no presenta la característica

Fuente: ¹Préndez et al., 2013; 2014. ²Alvarado et al., 2013; ³Hoffmann, 1998. ⁴Hortocopia, 2016. [En línea]: <https://www.hortocopia.com/hortpip/index.shtml>. ⁵Toro et al., 2015. ⁶Gutiérrez, 2005.

La variable captura de MP en otoño/invierno está ausente en árboles de hoja caducas que pierden sus hojas en la época del año de mayor contaminación por MP en Santiago (otoño-invierno); las especies siempre verdes capturan y/o interceptar el MP durante todo el año. En este contexto, los árboles nativos *M. boaria*, *S. molle*, *Q. saponaria*, *C. alba*, y *C. spinosa* y los árboles exóticos *B. populneus*, *Q. suber*, *A. dealbata* y *O. europaea* presentan la capacidad de capturar MP durante todo el año.

De forma natural, los árboles sintetizan Compuestos Orgánicos Volátiles Biogénicos (COVBs), sin embargo, en un ambiente contaminado, el O₃ troposférico y otros contaminantes secundarios se pueden formar por reacciones fotoquímicas a partir de NO_x y COVBs (Fehsenfeld *et al.*, 1992; Calfapietra *et al.*, 2013). El factor de emisión (FE) es un instrumento de gestión que se calcula sobre la base de las concentraciones de cada especie química de COVBs, y el IPFO permite la clasificación de las especies de árboles según su potencial de formación de ozono. Las especies nativas *M. boaria*, *A. caven*, *S. molle*, *Q. saponaria*, *C. alba*, *C. spinosa* y las especies exóticas *B. populneus* y *Q. suber* presentan menores emisiones y contribuyen menos a la formación de contaminantes secundarios (Préndez *et al.*, 2013; 2014).

La densidad del follaje es una aproximación para una mayor captura de contaminantes; en general, según la información recopilada todos los árboles cuentan con una alta densidad foliar. En otro aspecto, entre las especies con

mayor altura destacan las especies exóticas *Q. suber* y *P. orientalis* y las nativas *M. boaria* y *C. alba* (variable).

La emisión de granos de polen sin capacidad de generar alergia se observa en las especies exóticas *L. styraciflua*, *B. populneus* y *P. ceracifera*, *P. ceracifera var. nigra pissardi* y las nativas *M. boaria*, *S. molle*, *Q. saponaria*, *C. alba* y *C. spinosa*. Las especies *A. negundo* y *P. orientalis* son las que generan el mayor grado de alergenicidad y son parte de las especies arbóreas más frecuentes y principales representantes del polen presente en el aire, aunque no están presentes en otoño e invierno, época de mayor contaminación por MP en Santiago.

Por otra parte, la especie exótica *O. europaea* y las nativas *A. caven*, *S. molle*, *Q. saponaria* y *C. spinosa* presentan bajo requerimiento hídrico; la adaptación al clima se ve favorable para casi todas las especies y la adaptación a la contaminación se observa en general en todas las especies, exceptuando las especies nativas *M. boaria* y *A. caven*.

En cuanto a las propiedades de las hojas, se observa rugosidad y presencia de tricomas en algunas de las especies; sin embargo, *B. populneus* carece de tricomas, así como también las especies nativas estudiadas en este trabajo. En general, las especies exóticas cuentan con estomas en un solo lado de la hoja (hipoestomático), centralizando el intercambio gaseoso y la transpiración en la epidermis abaxial.

Tomando en cuenta lo anterior, las especies exóticas *B. populneus* y *Q. suber* son árboles de hojas perennes capaces de capturar MP en sus hojas durante todo el año y presentan bajas emisiones de COVBs, aunque, *B. populneus* presenta una superficie sólo levemente rugosa y sin tricomas y la especie *Q. suber* presenta un leve grado de alergenicidad. Las especies nativas, *M. boaria*, *S. molle*, *Q. saponaria*, *C. alba* y *C. spinosa* son árboles de hojas perennes y con bajas emisiones COVBs, sin grado de alergenicidad, son resinosas y rugosas. *M. boaria* y *C. alba* presentan un mayor requerimiento hídrico, pero forma parte del manejo de silvicultura en cada municipalidad.

DISCUSION

Esta investigación aborda el análisis morfo-anatómico de cinco especies arbóreas urbanas ubicadas en tres áreas de Santiago con diferentes concentraciones de MP. Los valores obtenidos para los rasgos epidérmicos de cada especie arbórea y el registro de micrografías de su superficie son los primeros antecedentes a nivel local. Según la bibliografía, los valores obtenidos en este trabajo para la densidad de estomas adaxial y abaxial del individuo *S. molle* se asemeja a lo informado para *S. molle* de herbario (Ferreira Pires *et al.*, 2015). Por otra parte, el análisis de la superficie permitió observar específicamente las características de la superficie física de ambas epidermis y las partículas depositadas sobre ella. La presencia de MP sobre la epidermis y principalmente sobre los poros estomáticos, obstruiría el paso de gases y afectaría la eficiencia de la respiración y la transpiración de la hoja, como ha sido discutido por Gajbhiye *et al.* (2016); por lo tanto, la macro y la micro-morfología de una superficie foliar se pueden emplear para evaluar el impacto de la contaminación por MP en acuerdo con lo obtenido por Sawidis *et al.* (2012).

El análisis de superficie permitió observar la morfología y la microestructura de granos de polen, reconociendo partículas de diferentes tamaños sobre la superficie de las hojas y alrededor de los granos, aunque no se pudo apreciar directamente partículas sobre los pólenes. A nivel local no

existen estudios que aborden el efecto de la contaminación atmosférica sobre la alergenicidad de los granos de polen. Senechal *et al.* (2015) muestran una respuesta variada en la relación entre los granos de polen y la contaminación atmosférica según el tipo de especie, método utilizado y años de exposición.

Un análisis más profundo del estudio morfo-anatómico, consideró a la especie *Q. saponaria* con individuos ubicados en nueve estaciones de monitoreo de Santiago; los valores obtenidos para el área y el perímetro foliar y los rasgos epidérmicos se compararon con la información dada por Valenzuela (2014) para *Q. saponaria* de la Reserva Nacional Rio Clarillo (detalles en Anexo 2), área natural libre de contaminación. La reserva forma parte de la comuna de Pirque, situada en la precordillera, al sureste de Santiago, a una altitud entre 850 y 3.500 msnm. La relación porcentual entre las variables morfo-anatómicas se muestra en el Cuadro 12. Los valores de las variables de las estaciones de monitoreo son menores en diferentes proporciones, excepto en el área, perímetro foliar y estomas totales en epidermis abaxial. Es decir, *Quillaja saponaria* en todas las estaciones de monitoreo despliega sus hojas en mayor medida que las de *Quillaja saponaria* en la Reserva Nacional, presentando además menor n° de estomas en la epidermis adaxial.

Cuadro 12: Relación porcentual de cada variable morfo-anatómica de *Quillaja saponaria* de cada estación de monitoreo y Reserva Nacional.

EM	% LEADA	% LEABA	% AEADA	% AEABA	% DEADA	% DEABA	% AF	% PF	% EEADA	% EEABA
EM-Q	49,9	63,8	52,3	17,2	25,4	93,1	135	128	34,2	126
EM-C	47,7	61,0	53,7	17,2	11,6	98,6	139	127	16,1	137
EM-CN	48,5	59,9	49,4	16,5	24,0	88,5	129	122	30,9	114
EM-EB	46,9	59,2	49,6	16,9	10,0	99,8	132	135	13,1	132
EM-PO	48,8	63,0	52,4	17,5	10,8	96,2	135	129	14,5	129
EM-I	50,9	65,8	54,7	17,4	27,5	92,1	122	122	33,5	112
EM-LF	47,8	61,1	54,5	17,0	20,0	97,5	131	123	26,1	128
EM-LC	52,2	62,8	54,3	16,8	28,7	99,7	124	131	35,7	124
EM-PA	47,4	61,2	51,1	16,8	35,4	112,6	124	133	43,8	139

LEADA: largo estoma adaxial, LEABA: largo estoma abaxial, AEADA: ancho estoma adaxial, AEABA: ancho estoma abaxial, DEADA: densidad estoma adaxial, DEABA: densidad estoma abaxial, AF: área foliar, PF: perímetro foliar, EEADA: estomas epidermis adaxial, EEABA: estomas epidermis abaxial. EM-C: Estación de Monitoreo Cerrillos, EM-CN: Estación de Monitoreo Cerro Navia, EM-EB: Estación de Monitoreo El Bosque, EM-I: Estación de Monitoreo Independencia, EM-LF: Estación de Monitoreo La Florida, EM-LC: Estación de Monitoreo Las Condes, EM-PO: Estación de Monitoreo Parque O'Higgins, EM-PA: Estación de Monitoreo Puente Alto, EM-Q: Estación de Monitoreo Quilicura.

Lo observado en los cortes transversales en cuanto al espesor del tejido y los componentes del mesófilo de *Q. saponaria* es acorde con resultados obtenidos por Gotor (2008), quién indica que el mesófilo es de tipo dorsiventral compuesto por 4-6 corridas de células de parénquima empalizada y 3-5 corridas de células de parénquima esponjoso, en el cual se encuentra abundante tejido vascular y la presencia de cristales drusas; además, muestra algunos tricomas en la cara adaxial de las hojas.

Gostin (2016) en estudios de caso, muestra que las plantas originarias de áreas extensamente contaminadas muestran cambios sustanciales en su anatomía; los tejidos asimilatorios contienen cantidades elevadas de tanino o compuestos polifenólicos, frecuencia de los cristales de oxalato de calcio y el

parénquima transfusional muestra el mayor grado de alteraciones. Los cortes transversales de las hojas de *Q. saponaria* analizados en este trabajo muestran diferentes grados de intensidad de taninos o compuestos polifenólicos; ello indicaría un envejecimiento temprano de los componentes celulares claves de las hojas de las distintas estaciones de monitoreo, lo que afectaría directamente la eficiencia productiva (fotosíntesis y respiración), como también la permanencia futura del individuo.

Al estudiar algunas variables morfo-anatómicas, se observan diferencias significativas entre los diferentes lugares de estudio con concentración diferente de material particulado. La densidad de estomas abaxial de *B. populneus* mostró diferencias significativas entre los sitios estudiados; en el estudio de Ferriol *et al.* (2014) comparan la densidad de estomas de las hojas de árboles de calles altamente contaminadas con árboles de parques urbanos, e indican que *B. populneus* fue la especie que presentó mayores cambios tanto en la densidad estomática como en el tamaño.

Para el análisis de los individuos de *Q. saponaria* de las estaciones de monitoreo, se observaron diferencias significativas en el perímetro foliar, en el largo de estomas de las epidermis adaxial y abaxial, en la densidad de estomas de las epidermis adaxial y abaxial, en el espesor de la hoja, en el espesor del mesófilo, en el espesor del parénquima empalizada y parénquima esponjoso. Al evaluar estos resultados se observó que el sector centro y poniente de la provincia presentan mayores concentraciones de MP, así también, es menor la

densidad de estomas, el n° total de estomas en la epidermis adaxial y abaxial y el espesor del tejido epidermal y componentes del mesófilo de *Q. saponaria*. Mientras que, el sector oriente de la provincia presenta mayor concentración de ozono y es mayor la densidad de estomas, el n° total de estomas en la epidermis adaxial y abaxial y el espesor del tejido epidermal y componentes del mesófilo de *Q. saponaria*. A nivel regional o local no existen estudios relacionados.

Respecto al efecto asociado a las altas concentraciones de contaminantes atmosféricos sobre algunas de las variables morfo-anatómicas de *Q. saponaria*, se observó cambios significativos sobre las hojas. A una mayor cantidad de material particulado mayor es el área foliar, pero menor es el ancho de estomas y el espesor del parénquima empalizada. La bibliografía muestra antecedentes de diferentes especies que presentan cambios en su morfo-anatomía frente a sitios contaminados (Bruno *et al.*, 2007; Karde *et al.*, 2010; Rai *et al.*, 2010; Pourkhabbaz *et al.*, 2010; Wuytack *et al.*, 2011; Seyyednejad y Koochack, 2011; Rashidi *et al.*, 2012; Joshner *et al.*, 2015). Sin embargo, a nivel local o regional no existen antecedentes.

Cabe destacar que con un menor n° de estomas y estomas más pequeños, la planta puede controlar mejor la absorción de contaminantes, pero también puede aumentar su obstrucción y reducir su fotosíntesis (Pourkhabbaz *et al.*, 2010) y por lo tanto su crecimiento. La depositación de partículas en

suspensión en la superficie de la hoja conduciría al cierre de los estomas. Esto afecta el intercambio gaseoso y por ende a la reducción de la fotosíntesis. Además, el estrés oxidativo que resulta de la generación de especies reactivas de oxígeno por la presencia de los contaminantes favorece la pérdida de clorofila en las hojas (Huang *et al.*, 2014; Dhir, 2016).

Por lo tanto, las hojas de *Q. saponaria* presentarían problemas en su funcionamiento biológico causado por MP y un conjunto de contaminantes que pueden generar un efecto sinérgico negativo sobre ellas. Esto se relaciona con las diferencias observadas en el n° de estomas y área foliar de *Q. saponaria* entre el grupo de las estaciones de monitoreo y la Reserva Nacional, y por otra parte, que a mayor cantidad de MP mayor es el área foliar, menor el ancho de estomas y menor espesor del parénquima empalizada de *Q. saponaria*. Por otra parte, tomando en cuenta los trabajos de Correa-Galleguillos y De la Barrera (2014) y Hernández (2016), *Q. saponaria* es la especie nativa más abundante en la provincia de Santiago. Dentro de las especies nativas, existen especies con similares requerimientos hídricos (bajo o medio), de plantación (bajo) y de crecimiento (velocidad alta), que podrían ser objeto de promoción para aumentar su utilización en las áreas verdes públicas de las ciudades de Chile bajo clima mediterráneo (Correa-Galleguillos y De la Barrera, 2014).

Aunque no se observó efecto relacionado a altas concentraciones de ozono, la literatura indica que la sensibilidad de las especies de árboles al ozono es un factor a considerar para la arborización urbana, ya que el ozono

puede afectar a importantes servicios de ecosistemas forestales urbanos al reducir la asimilación de CO₂ (Gao *et al.*, 2016).

Criterios para la selección de especies arbóreas de Santiago

Como es conocido, la captura MP y gases por las plantas pueden ocurrir a través de la depositación en la superficie de las hojas y/o absorción estomática. La tasa de depositación se controla a diferentes escalas por las siguientes propiedades de la vegetación: organización comunitaria (árboles solitarios, corredores verdes, parques y bosques), estructura de la copa (tamaño, forma y densidad de la copa) y características del follaje (forma de las hojas, propiedades de la superficie y fisiología) (Grote *et al.*, 2016). A su vez, la absorción estomática depende de la actividad fotosintética y de la presión de turgencia, que se determinan por variables ambientales (Grote *et al.*, 2016). La captura de contaminantes se vuelve más eficiente si se selecciona la vegetación basado en características morfológicas adecuadas como: la orientación de la hoja en el eje principal, el tamaño y forma de la hoja, la presencia o ausencia de tricomas en la superficie de la hoja y la depositación de cera sobre la hoja (Gupta y Kulshrestha, 2016). Además, deben considerarse indicadores fisiológicos como la tasa fotosintética foliar, la tasa de transpiración y la conductancia estomática y además, las condiciones climáticas y de contaminación (Liang *et al.*, 2016).

Por lo tanto, en el estudio de la selección de especies arbóreas urbanas es relevante considerar las características especie-específica a nivel,

morfológico, anatómico y fisiológico, ya que puede maximizar la captura de contaminantes atmosféricos y mejorar la calidad de aire, e incluso potenciar otros servicios ecosistémicos. Así también, la respuesta o adaptación de las especies arbóreas a la contaminación atmosférica y ambiental es necesaria para un adecuado manejo del arbolado urbano. La selección de especies para el arbolado urbano, también es fundamental para la planificación de una red interconectada de espacios verdes que tiene como fin enfatizar los servicios ecológicos y sociales provistos por los espacios verdes en y para las ciudades (Vásquez, 2016). Es decir, el arbolado urbano forma parte de la construcción de ciudades más sustentables y resilientes, para lo cual, se debe considerar las dinámicas sociales, económicas y naturales de la cuenca de Santiago para una planificación territorial con una mirada integral.

CONCLUSIONES

- El análisis morfo-anatómico de las hojas de las especies *Quillaja saponaria*, *Schinus molle*, *Olea europaea*, *Melia azedarach* y *Brachychiton populneus* indicó que presentan características en la superficie física de ambas epidermis que son capaces de retener material particulado sobre ella y que pueden ser de interés para evaluar la extensión y el impacto de la contaminación por dicho contaminante.
- Las altas concentraciones de material particulado generan efectos sobre la morfo-anatomía de hojas de *Quillaja saponaria*, las que podrían afectar el funcionamiento biológico del árbol. Sin embargo, la especie nativa *Quillaja saponaria* corresponde a un árbol de hoja perenne, intercepta material particulado durante todo el año y se adapta a altos niveles de concentración por material particulado, emite bajas concentraciones de compuestos orgánicos volátiles, presenta nula alergenicidad y está naturalmente adaptada al medio en el que vive. Características que podrían promocionar la arborización de esta especie nativa en la ciudad.
- El estudio del efecto de la contaminación atmosférica en las hojas de los árboles y su caracterización foliar contribuyen a formular nuevos criterios para la selección de especies que permitan potenciar los servicios ecosistémicos que provee la vegetación en la ciudad.

BIBLIOGRAFIA

1. Alvarado, A., Baldini, A. y Guajardo, F. 2013. Programa de Arborización: Un chileno, un árbol: Árboles Urbanos de Chile: Guía de Reconocimiento. Gobierno de Chile. 380p.
2. Arena, C., De Maio, A., De Nicola, F., Santorufo, L., Vitale, L. y Maisto, G. 2014. Assessment of eco-physiological performance of *Quercus ilex* L. leaves in urban area by an integrated approach. *Water, Air, and Soil Pollution* 225(1):1-12.
3. Ataabadi, M., Hoodaji, M. y Najafi, P. 2011. Biomonitoring of some heavy metal contaminations from a steel plant by above ground plants tissue. *African Journal of Biotechnology* 10:4127–4132.
4. Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H. y Taylor, G. 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution* 9:347–360.
5. Borsdorf, A. y Hidalgo, R. 2008. New dimensions of social exclusion in Latin America: From gated communities to gated cities, the case of Santiago de Chile 25:153–160.
6. Bruno, G., Stiefkens, L., Hadid, M., Liscovsky, I., Cosa, M.T. y Dottori, N. 2007. Efecto de la contaminación ambiental en la anatomía de la hoja de *Ligustrum lucidum* (Oleaceae). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 42(3-4):231-236.
7. Calfapietra, C., Fares, S., Manes, F., Morani, A., Sgrigna, G. y Loreto, F. 2013. Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. *Environmental Pollution* 183:71–80.
8. Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., Defries, R.S., Díaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J. y Whyte, A. 2009. Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *PNAS* 106(5):1305–1312.
9. CONAF. 2017. Corporación Nacional Forestal: Programa de Arborización + Árboles para Chile. [En línea] <http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/arborizacion/> [Consulta: junio 2017]
10. Correa-Galleguillos, P.C. y De la Barrera, F. 2014. Análisis de la estructura y de la composición del arbolado en parques del área metropolitana de Santiago. *Chloris Chilensis* 17(1):1.
11. Criollo, C. 2015. Análisis de propuestas de contribución del arbolado urbano para la mejora de la calidad del aire en áreas de la provincia de Santiago. Tesis para optar al grado de Magíster en Gestión y Planificación Ambiental. Programa Interfacultades, Universidad de Chile.
12. D'Amato, G., Cecchi, L., D'Amato, M. y Liccardi, G. 2010. Urban air pollution and climate change as environmental risk factors of respiratory

- allergy: An update. *Journal of Investigational Allergology and Clinical Immunology* 20(2):95–102.
13. De la Maza, CL., Rodríguez, M., Hernández, J., Serra, MT., Gutiérrez, P., Escobedo, F., Nowak, D., Préndez, M., Araya, J. y Varnero, MT. 2005. Silvicultura urbana: Vegetación urbana como factor de descontaminación. *Chile Forestal* 313:46-49.
 14. Dhir, B. 2016. Air Pollutants and Photosynthetic Efficiency of Plants. En: Kulshrestha U., Saxena, P. (Eds.). *Plant Responses to Air Pollution*. Springer, pp. 71-84.
 15. Dizengremel, P., Jolivet, Y., Tuzet, A., Ranieri, A. y Le Thiec, D. 2013. Integrative leaf-level phytotoxic ozone dose assessment for forest risk modelling. En: Matyssek, R., Clarke, N., Cudlín, P., Mikkelsen, T.N., Tuovinen, J. P., Wieser, G., y Paoletti, E. (Eds.). *Climate change, air pollution and global challenges: understanding and perspectives from forest research. Developments in environmental science (Vol 13)*. Elsevier. pp. 267– 288.
 16. Dizengremel, P., Vaultier, M.N., Le Thiec, D., Cabané, M., Bagard, M., Gérant, D., Gérard, J., Dghim, A.A., Richet, N., Afif, D., Pireaux, J.C., Hasenfratz-Sauder, M.P. y Jolivet, Y. 2012. Phosphoenolpyruvate is at the crossroads of leaf metabolic responses to ozone stress. *New Phytologist* 195(3):512-517.
 17. Dizeo de Strittmatter, C. 1973. Nueva técnica de diafanización. *Bol. Soc. Arg. Bot.* 15(1):126-129.
 18. Dobbs, C., Kendal, D., y Nitschke, C.R. 2014. Multiple ecosystem services and disservices of the urban forest establishing their connections with landscape structure and sociodemographics. *Ecological Indicators* 43:44-55.
 19. Dobbs, C., Escobedo, F.J. y Zipperer, W.C. 2011. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and urban planning* 99(3):196-206.
 20. Domínguez, J.I., Jungmann, R., Miranda, M., Vargas, A., Irarrázabal, R. y Peña, R. 2009. Forestación urbana, una alternativa real para combatir la contaminación ambiental. Concurso público, 2009 Camino al Bicentenario, Propuestas para Chile.
 21. Dunlap, J. y Stettler, R. 2001. Variation in leaf epidermal and stomatal traits of *Populus trichocarpa* from two transects across the Washington Cascades. *Canadian Journal of Botany* 79 (5):528-535.
 22. Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S.N., van der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J.N., Gomez-Baggethun E., Nowak D., Kronenber J. y de Groot, R. 2015. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:101-108.
 23. Escobedo, F.J., Palmas-Pérez, S., Dobbs, C., Gezan, S. y Hernández, J. 2016. Spatio-temporal changes in structure for a mediterranean urban forest: Santiago, Chile 2002 to 2014. *Forests* 7(6):121.

24. Escobedo, F.J., Kroeger, T. y Wagner, J.E. 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* 159:2078–2087.
25. Escobedo, F.J., Wagner, J.E., Nowak, D., De La Maza, C.L., 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* 86:148–157.
26. Fares, S., Vargas, R., Detto, M., Goldstein, A.H., Karlik, J., Paoletti, E. y Vitale, M. 2013. Tropospheric ozone reduces carbon assimilation in trees: estimates from analysis of continuous flux measurements. *Global change biology* 19(8):2427–2443.
27. Fehsenfeld, F., Calvert, J., Goldan, P., Guenther, A.B., Hewitt, C.N., Lamb, B., Liu, S., Trainer, M., Westberg, H. y Zimmerman, P. 1992. Emissions of volatile organic compounds from vegetation and the implications for atmospheric chemistry. *Global Biogeochemical Cycles* 6:389-430.
28. Feng, Z., Sun, J., Wan, W., Hu, E. y Calatayud, V. 2014. Evidence of wide-spread ozone-induced visible injury on plants in Beijing, China. *Environmental Pollution* 193:296–301.
29. Fernández, I.C. y Wu, J. 2016. Assessing environmental inequalities in the city of Santiago (Chile) with a hierarchical multiscale approach. *Applied Geography* 74:160-169.
30. Ferreira Pires, M.F., Pereira, M.P., Castro, E.M.D., Barbosa, S. y Pereira, F.J. 2015. Micromorfometria foliar de *Schinus molle* L. (Anarcadiaceae) em diferentes alturas na copa. *CERNE* 21(1):17-25.
31. Ferriol, M., Muñoz, S., Merle, H., Garmendia, A. y López, C. 2014. Papel de los árboles ornamentales como bioindicadores de la contaminación atmosférica urbana. En: VI Jornadas Ibéricas de Horticultura Ornamental, Valencia: Las Buenas Prácticas en la Horticultura Ornamental: 1-3 Octubre 2014. Actas de Horticultura nº 68. 7p. ISBN 978846173029-9.
32. Gajbhiye, T., Kumar, S., Kim, K., Szulejko, J.E. y Prasad, S. 2016. Science of the Total Environment Airborne foliar transfer of PM bound heavy metals in *Cassia siamea*: A less common route of heavy metal accumulation. *Science of the Total Environment* 573:123–130.
33. Gao, F., Calatayud, V., García-Breijo, F., Reig-Armiñana, J. y Feng, Z. 2016. Effects of elevated ozone on physiological, anatomical and ultrastructural characteristics of four common urban tree species in China. *Ecological Indicators* 67:367-379.
34. García, J., Ruíz, D., Ospina, N. y Echeverri, M. 2010. Manual de silvicultura urbana de Pereira. Pereira: Alcaldía de Pereira.
35. Gielen, B., Löw, M., Deckmyn, G., Metzger, U., Franck, F., Heerdt, C. y Ceulemans, R. 2007. Chronic ozone exposure affects leaf senescence of adult beech trees: a chlorophyll fluorescence approach. *Journal of Experimental Botany* 58(4):785–795.

36. Gostin, I. 2016. Air Pollution Stress and Plant Response. En: Kulshrestha U., Saxena, P. (Eds.). Plant Responses to Air Pollution. Springer, pp. 99-119.
37. Gotor, B. 2008. Caracterización y comparación anatómica de hojas de peumo (*Cryptocarya Alba* (Mol.) Looser) y quillay (*Quillaja Saponaria* Mol.) sometidas a condiciones de riego permanente y de restricción hídrica. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile.
38. Grantz, DA., Garner, JH. y Johnson, DW. 2003. Ecological effects of particulate matter. Environment International 29(2):213-239.
39. Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., Cariñanos, P., Churkina, G., Fares, S., Thiec, D.L., Niinemets, Ü., 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):543-550.
40. Guerrero-Leiva, N., Castro, S.A., Rubio, M.A. y Ortiz-Calderón, C. 2016. Retention of Atmospheric Particulate by Three Woody Ornamental Species in Santiago, Chile. Water, Air & Soil Pollution 227(12):435.
41. Gupta, G. y Kulshrestha, U. 2016: Biomonitoring and Remediation by Plants. En: Kulshrestha U., Saxena, P. (Eds.). Plant Responses to Air Pollution. Springer, pp. 119-133.
42. Gutiérrez, P. 2005. 84 árboles para las ciudades de Chile. Escuela de Ingeniería Forestal. Santiago, Ediciones Universidad Mayor.
43. Hernández, H.J. 2016. Estructura y composición del arbolado de Santiago: actualización al 2014. Informe de Proyecto Fondecyt 1140319: Vegetation Knowledge-based Indicators for Urban Sustainable Planning. [En línea] <http://www.gep.uchile.cl/ecourbe>. [Consulta: enero 2017]
44. Hernández, H.J. 2008. Situación del arbolado urbano en Santiago. Revista de urbanismo n°18. FAU, Universidad de Chile. ISSN 0717-5051.
45. Hoffmann, A. 1998. El Árbol Urbano en Chile. Santiago, Ediciones Fundación Claudio Gay.
46. Hoshika, Y., Watanabe, M., Kitao, M., Häberle, K.H., Grams, T.E.E., Koike, T. y Matyssek, R. 2015. Ozone induces stomatal narrowing in European and Siebold's beeches: a comparison between two experiments of free-air ozone exposure. Environmental Pollution 196:527-533.
47. Hoshika, Y., Carriero, G., Feng, Z., Zhang, Y. y Paoletti, E. 2014. Determinants of stomatal sluggishness in ozone exposed deciduous tree species. Science of the Total Environment 481:453-458.
48. Hoshika, Y., Watanabe, M., Inada, N., Mao, Q. y Koike, T. 2013. Photosynthetic response of early and late leaves of white birch (*Betula platyphylla* var. japonica) grown under free-air ozone exposure. Environmental pollution 182:242-247.

49. Huang, S.K., Zhang, Q., Qiu, Z. y Chung, K.F. 2014. Mechanistic impact of outdoor air pollution on asthma and allergic diseases. *Journal of thoracic disease* 7(1):23-33.
50. INE. 2015. Instituto Nacional de Estadísticas: Actualización de población 2002-2012 y proyecciones 2013-2020. [En línea] http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/familias/demograficas_vitales.php. [Consulta: noviembre 2016]
51. Jochner, S., Markevych, I., Beck, I., Traidl-Hoffmann, C., Heinrich, J. y Menzel, A. 2015. The effects of short-and long-term air pollutants on plant phenology and leaf characteristics. *Environmental Pollution* 206:382-389
52. Johansen, D.A. 1940. *Plant microtechnique*. New York: McGraw-Hill. 523p.
53. Kardel F., Wuyts, K., Babanezhad, M., Vitharana, U.W.A., Wuytack, T., Potters, G. y Samson, R. 2010. Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata* L. *Environmental Pollution* 158:788–79.
54. Krellenberg, K., Müller, A. y Schwarz, A. 2013. Flood and heat hazards in the Metropolitan Region of Santiago de Chile and the socio- economics of exposure. *Applied Geography* 38:86-95.
55. Liang, D., Ma, C., Wang, Y., Wang, Y., Chen-xi, Z., Liang, D. y Wang, Y. 2016. Quantifying PM 2.5 capture capability of greening trees based on leaf factors analyzing. *Environmental Science and Pollution Research* 23(21):21176-21186.
56. Linskens, H.F. y Cresti, M. 2000. Pollen-allergy as an ecological phenomenon: A review. *Plant Biosystems* 134(3):341–352.
57. Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C.L., Schneider, S.H. y Taylor, W.W. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317:1513-1516.
58. Livesley, S.J., McPherson, G.M. y Calfapietra, C. 2016. The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *Journal of environmental quality* 45(1):119-124.
59. Lodovici, M. y Bigagli, E. 2011. Oxidative stress and air pollution exposure. *Journal of toxicology* 9p.doi:10.1155/2011/487074.
60. Matyssek, R., Karnosky, D.F., Wieser, G., Percy, K., Oksanen, E., Grams, T.E.E., Kubiske, M., Hanke, D. y Pretzsch, H. 2010. Advances in understanding ozone impact on forest trees: messages from novel phytotron and free-air fumigation studies. *Environmental Pollution* 158:1990–2006.
61. Mills, G., Pleijel, H., Braun, S., Büker, P., Bermejo, V., Calvo, E., Danielsson, H., Emberson, L., González, I., Grünhageh, L. y Harmens, H.

2011. New stomatal flux-based critical levels for ozone effects on vegetation. *Atmospheric Environment* 45(28):5064-5068.
62. MMA. 2013. Ministerio del Medio Ambiente: Primer Reporte del Estado del Medio Ambiente. Gobierno de Chile. [En línea]: <http://catalogador.mma.gob.cl:8080/resource/sinia/rema2013.pdf>. [Consulta: noviembre 2016]
63. Muñoz, D., Aguilar, B., Fuentealba, R. y Préndez, M. 2017. Environmental studies in two communes of Santiago de Chile by the analysis of magnetic properties of particulate matter deposited on leaves of roadside trees. *Atmospheric Environment* (152):617-627.
64. Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Bodine, A. y Greenfield, E. 2014. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution* 193:119–129.
65. Nowak, D.J. 1994. Air pollution removal by Chicago's urban forest. En: McPherson, E.G., Nowak, D.J., Rowntree, R.A. (Eds.). *Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. Gen. Tech. Rep., NE-186. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station Radnor PA 63–81.
66. OMS. 2014. Organización Mundial de la Salud: Ambient (outdoor) air quality and health. [En línea] <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>. [Consulta: diciembre 2016]
67. OMS. 2011. Organización Mundial de la Salud: Air Quality and Health, Fact Sheet N° 313. [En línea] <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>. [Consulta: diciembre 2016]
68. OMS. 2006. Organización Mundial de la Salud: Air Quality Guidelines for Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulfur Dioxide. Global Update 2005. Summary of Risk Assessment. Geneva: World Health Organization.
69. OMS. 2004. Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels, World Health Organization. Ginebra: OMS.
70. Pourkhabbaz, A., Rastin, N., Olbirsch, A., Langerfeld-Heyser, R. y Polle, A. 2010. Influence of environmental pollution on leaf properties of urban plane trees, *Platanus orientalis* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 85:251-255.
71. Préndez, M., Corada, K. y Morales, J. 2014. Natural organic compounds from the urban forest of the Metropolitan Region, Chile: impact on air quality. En: Khaled Chetehouna (Ed.). *Volatile Organic Compounds*. Nova Sciences Publishers Inc. pp.103-142.
72. Préndez, M., Carvajal, V., Corada, K., Morales, J., Alarcón, F. y Peralta, H. 2013. Biogenic volatile organic compounds from the urban forest of the Metropolitan Region, Chile. *Environmental Pollution* 183:143-150.

73. Préndez, M., Alvarado, G. y Serey, I. 2011. Some Guidelines to Improve Air Quality Management in Santiago, Chile: from Commune to Basin level. En: Dr. Nicolas Mazzeo (Ed.). Air Quality Monitoring, Assessment and Management. InTech. pp. 305–328.
74. Rai, A., Kulshrestha, K., Srivastava, P.K. y Mohanty, C.S. 2010. Leaf surface structure alterations due to particulate pollution in some common plants. *Environment* 30:18–23
75. Rashidi, F., Jalili, A., Kafaki, S.B., Sagheb-Talebi, K. y Hodgson, J. 2012. Anatomical responses of leaves of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) to urban pollutant gases and climatic factors. *Trees* 26(2):363-375.
76. Reyes, S. y Figueroa, I.M. 2010. Distribución, superficie y accesibilidad de las áreas verdes en Santiago de Chile. *EURE* 36(109):89-110.
77. Ribas, A., Penuelas, J., Elvira, S. y Gimeno, B.S. 2005. Ozone exposure induces the activation of leaf senescence-related processes and morphological and growth changes in seedlings of Mediterranean tree species. *Environmental Pollution* 134:291–300.
78. Rojas, G. y Roure, J.M. 2001. Atmospheric pollen in Santiago, Chile. *Grana* 40(3):126-132.
79. Romero, H., Vásquez, A., Fuentes, C., Salgado, M., Schmidt, A. y Banzhaf, E. 2012. Assessing urban environmental segregation (UES). The case of Santiago de Chile. *Ecological Indicators* 23:76–87.
80. Romero, H. y Vásquez, A. 2005. Evaluación Ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. *EURE* 31:97–118.
81. Romero, H., Ihl, M., Rivera, A., Zalazar, P. y Azocar, P. 1999. Rapid urban growth, land-use changes and air pollution in Santiago, Chile. *Atmospheric Environment* 33(24e25): 4039e4047.
82. Sawidis, T., Krystallidis, P., Veros, D. y Chettri, M. 2012. A study of air pollution with heavy metals in Athens city and Attica basin using evergreen trees as biological indicators. *Biological trace element research* 148(3):396–408.
83. Sedghy, F., Sankian, M., Moghadam, M. y Ghasemi, Z. 2017. Impact of traffic-related air pollution on the expression of *Platanus orientalis* pollen allergens. *International journal of biometeorology* 61(1):1-9.
84. Seguel, R.J., Morales, R.G. y Leiva, M.A. 2012. Ozone weekend effect in Santiago, Chile. *Environmental Pollution* 162: 72-79.
85. Sénéchal, H., Visez, N., Charpin, D., Shahali, Y., Peltre, G., Biolley, J.P., Lhuissier, F., Couderc, R., Yamada, O., Malrat-Domenge, A., Pham-Thi, N., Poncet, P. y Sutra, J.P. 2015. A review of the effects of major atmospheric pollutants on pollen grains, pollen content, and allergenicity. *The Scientific World Journal* 29p. doi:10.1155/2015/940243.
86. Serra, M.T. 2016. Biodiversidad de la flora en la ciudad. En: Carmen Luz de la Maza, Manuel Rodríguez (Eds.). *Sustentabilidad y biodiversidad urbana*. Santiago, Universidad de Chile.

87. Seyyednejad, S.M. y Koochak, H. 2011. A study on air pollution effects on *Eucalyptus camaldulensis*. In Int. Conf. on Environ. Biomed. Biotech 16:98-101.
88. SINCA. 2016. Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire. Ministerio del Medio Ambiente (MMA). Gobierno de Chile. [En línea] <http://sinca.mma.gob.cl/index.php/region/index/id/M>. [Consulta: enero 2016]
89. Sofiev, M. y Bergmann, K.C. 2012. Allergenic pollen: A review of the production, release, distribution and health impacts. Springer Science & Business Media. 10.1007/978-94-007-4881-1.
90. Sousa, R., Cruz, A., Ribeiro, H. y Abreu, I. 2011. Impact of urbanization level on *Chenopodium album* pollen: Morphological and immunochemical data. Rev. Port. Imunoalergologia 19(1):33-41.
91. Tallis, M., Taylor, G., Sinnett, D. y Freer-Smith, P. 2011. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. Landscape and Urban Planning 103(2):129e138.
92. Toro, R., Córdova, A., Canales, M., Morales, R., Mardones, P. y Leiva, M. 2015. Trends and threshold exceedances analysis of airborne pollen concentrations in Metropolitan Santiago Chile. PLoS ONE 10(5):e0123077.
93. Valenzuela, G. 2014. Caracterización de variables epidérmicas para la determinación del origen botánico de tierra de hojas de litre, en la Reserva Nacional Río Clarillo (Región Metropolitana). Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile.
94. Vásquez, A. 2016. Infraestructura verde, servicios ecosistémicos y sus aportes para enfrentar el cambio climático en ciudades: El caso del corredor ribereño del Río Mapocho en Santiago de Chile. Revista de Geografía Norte Grande 63:63-86.
95. Wittig, V.E., Ainsworth, E.A., Naidu, S.L., Karnosky, D.F. y Long, S.P. 2009. Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative metaanalysis. Global Change Biology 15(2):396-424.
96. Wuytack, T., Wuyts, K., van Dongen, S., Baeten, L., Kardel, F., Verheyen, K. y Samson, R. 2011. The effect of air pollution and other environmental stressors on leaf fluctuating asymmetry and specific leaf area of *Salix alba* L. Environmental Pollution 159:2405e2411.
97. Yang, J., Chang, Y. y Yan, P. 2015. Ranking the suitability of common urban tree species for controlling PM 2.5 pollution. Atmospheric Pollution Research 6(2):267-277.

ANEXOS

Anexo 1: Descripción de muestreo para *Quillaja saponaria* y estaciones de monitoreo

Sector	Estación de Monitoreo	Sigla	Dirección de <i>Quillaja saponaria</i>	Dirección de Estación de Monitoreo	Fecha instalación <i>Quillaja saponaria</i>	Fecha de muestreo <i>Quillaja saponaria</i>	N° de días total	N° de días con datos oficiales MP _{2,5}	N° de días con datos oficiales MP ₁₀	N° de días con datos oficiales O ₃
Poniente	Quilicura	EM-Q	Calle A (esquina San Luis) 49 Comisaria	Av. San Luis s/n (altura 300)	25-11-2014	14-01-2016	415	395	400	413
	Cerrillos	EM-C	Salomón Sack 925	Salomón Sack 1376	25-11-2014	15-12-2015	385	297	368	367
	Cerro Navia	EM-CN	Av. Las Torres 1204	Av. Las Torres 1204	26-11-2014	14-01-2016	414	372	397	357
Centro	El Bosque	EM-Q	Av. Los Morros 9546	Riquelme 155	10-12-2014	28-12-2015	383	368	369	383
	Parque O'Higgins	EM-PO	Beauchef851	Elipse Parque O'Higgins	27-11-2014	15-01-2016	414	391	397	363
	Independencia	EM-I	Sergio Livingstone 943	Av. La Paz 850	27-11-2014	15-01-2016	414	408	406	414
Oriente	Las Condes	EM-LC	Av. Las Condes 11755	Av. Las Condes 11755	27-11-2014	15-01-2016	414	384	388	338
	Puente Alto	EM-PA	Av. Ejercito Libertador s/n 2413	Av. Ejercito Libertador s/n 2413	05-12-2014	28-12-2015	388	378	381	384
	La Florida	EM-LF	Alonso de Ercilla 1270	Alonso de Ercilla 1270	01-12-2014	28-12-2015	392	382	389	392

Anexo 2: Valores promedio de rasgos epidérmicos de *Quillaja saponaria* en Reserva Nacional Río Clarillo.

	LEADA μm	LEABA μm	AEADA μm	AEABA μm	DEADA	DEABA	AF mm ²	PF mm	EEADA	EEABA
Río Clarillo	29,1	24,4	16,5	12,7	219	257	412	78	90.140	105.781

LEADA: largo estoma adaxial, LEABA: largo estoma abaxial, AEADA: ancho estoma adaxial, AEABA: ancho estoma abaxial, DEADA: densidad estoma adaxial, DEABA: densidad estoma abaxial, AF: área foliar, PF: perímetro foliar, EEADA: estomas epidermis adaxial, EEABA: estomas epidermis abaxial. Fuente: Valenzuela (2014).

