



Universidad de Chile
Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas
Química de la Atmósfera y Radioquímica
Programa de Magister en Química Ambiental

TESIS PARA OPTAR AL TÍTULO DE MAGISTER

“Estudio de la capacidad de remoción de material particulado y emisión de COVB de especies arbóreas de la Región Metropolitana”

Directora de Tesis

Dra. Margarita Préndez Bolívar

Estudiante

Zilera Wyss Toledo

Lugar de desarrollo tesis: Laboratorio de Química de la Atmósfera y Radioquímica

Financiamiento: Proyecto VID- URC-026/17

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACÉUTICAS

INFORME DE APROBACIÓN DE TESIS DE MAGÍSTER

Se informa a la Dirección de la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas que la Tesis de Magíster y Memoria de Título presentada por la candidata

ZILERA IZAMITT WYSS TOLEDO

Ha sido aprobada por la Comisión de Evaluadora de Tesis como requisito para optar al grado de Magíster en Química

Director de Tesis:

Dra. Margarita Préndez Bolívar

Comisión Evaluadora de Tesis:

M.S.c Inés Ahumada

Dr. Mehrdad Yazdani-Pedram

Dr. Richard Toro

Nada en la vida debe ser temido, solamente comprendido. Ahora es el momento de comprender más para temer menos.

Marie Curie

Premio Nobel de Química (1911) y Física (1903)

Agradecimientos

Primero quiero agradecer a todo lector de este trabajo culminado con éxito. Sin lugar a duda, mi Familia; Elvira, Christian, Karcia y Matías por su constante e incondicional apoyo a lo largo de cada paso que doy en la vida, siendo el soporte necesario para poder concentrarme y motivarme en mis estudios y objetivos personales, apoyándome en cada instante y decisión que he tomado, y por sobre todo no dejar que me rinda jamás. Mis queridos suegros Mónica y Marco por su constante y absoluto cariño y apoyo.

Agradezco a la vida por juntarme con mi tutora, Dra. Margarita Préndez, gracias por sus múltiples consejos académicos, incontables palabras de aliento cuando más las necesité y por estar presente cuando mis horas de trabajo eran confusas. Gracias a usted puedo decir que hoy soy un núcleo único que partió de un quark y se formó gracias a su memorable enseñanza.

He de destacar la inestimable y noble colaboración de profesionales del mundo de las ciencias que me han ayudado a formarme en la profesional que soy. He de destacar la inestimable y noble colaboración de la Profesora Seelenfreund a lo largo de esta investigación. Raúl Perrin, compañero y colega por siempre alentarme a obtener más conocimientos y ofrecerse a discutir y reflexionar muchos de los temas que aquí se tratan, recordándome que la investigación es también un trabajo en equipo.

A Ignacio, por su colaboración en el progreso de esta tesis. Agradezco a la Sección Química Ambiental del Instituto de Salud Pública de Chile y su equipo profesional; Mauricio, Marcela y Leonardo por su cooperación en este proyecto y facilitar sus instalaciones y equipos para realizar parte del trabajo que hoy ha culminado. A la Dra. Ana Riveros, encargada de unidad de investigación y caracterización de materiales avanzados (UICMA), gracias por su apoyo y entrega profesional para llevar a cabo partes claves de este trabajo.

Mis amigas Maca, Morieen, Acsa que son incondicionales en cada momento de debilidad, y siempre alentarme a ser mejor mi mejor versión, les quiero. A Renzo por su sincera amistad en mi camino profesional.

Gracias a todos aquéllos a los que no nombré pero que estuvieron ahí siempre dándome palabras de aliento y apoyo en esta etapa de mi vida, muchas gracias.

Contenido

Resumen	8
Summary	10
I. Introducción	12
II. Marco teórico	15
II.1. Infraestructura verde. Arbolado urbano	18
II.2. Especies arbóreas de la zona mediterránea	21
III.1. Hipótesis.....	22
III.2. Objetivo general	22
III.3. Objetivos específicos.....	22
IV. Materiales y métodos	23
IV.1. Sitio de muestreo.....	23
IV.2. Selección de especies arbóreas.....	23
IV.3. Algunas características de las especies seleccionadas.....	24
IV.4. Equipos, materiales y reactivos	26
IV.5. Material particulado depositado sobre hojas a través del tiempo.....	27
IV.6. Colección del material particulado depositado sobre hojas y arrastrado por la lluvia	27
IV.7. Cuantificación de material particulado.....	28
IV.8. Cálculo de área foliar específica	29
IV.9. Cálculo de características morfo-anatómicas de estomas	30
IV.10. Composición elemental del material particulado capturado	31
V. Resultados	32
V.1. Curva de captura de material particulado en el tiempo	32
V.2. Material particulado retenido/lavado por la lluvia	34
V.3. Análisis elemental del material particulado	36
V.4. Efecto de la lluvia sobre las concentraciones elementales en el material particulado	37
V.5. Características morfo-anatómicas de las especies estudiadas	41
V.6. Emisiones de compuestos orgánicos volátiles biogénicos	45
VI. Discusión	46
VII. Conclusiones	52
VIII. Referencias	54

Figuras

- Figura 1: Individuos de las especies arbóreas seleccionados. a) *Prunus cerasifera* (ciruelo verde), b) *Prunus cerasifera var. nigra* (Ciruelo rojo), c) *Cryptocarya alba* (Peumo), d) *Quillaja saponaria* (Quillay); e) *Shinus molle* (Pimiento). 24
- Figura 2: Individuos de la especie *Quillaja saponaria*. a) "Quillay blanco" y b) "Quillay antiguo" 24
- Figura 3: Micrografías de las especies: a) *Cryptocarya alba*, b) *Quillaja saponaria*, c) *Shinus molle*, d) *Prunus cerasifera var. nigra* y, e) *Prunus cerasifera*. 31
- Figura 4: Material particulado retenido, expresado en mg/ghs, versus el tiempo en semanas de *C. alba* (azul), *Q. saponaria* (naranja), *S. molle* (gris), *P. cerasifera var. Nigra* (rojo), y *P. cerasifera* (verde). 33
- Figura 5. Material particulado retenido, expresado en kg por individuo, por las especies: *Q. saponaria*, *S. molle* y *P. cerasifera var. nigra*. 33
- Figura 6: Diferencia de material particulado retenido/eliminado por episodio de lluvia, expresado en mg/ghs para las especies *C. alba*, *Q. saponaria* y *S. molle*. 34
- Figura 7: Material particulado eliminado/incrementado expresado en kg por individuo, por las especies *Q. saponaria* y *S. molle*. 35
- Figura 8: Concentraciones elementales, expresadas en mg/kg de MP retenido a través del tiempo por *C. alba*, *Q. saponaria*, *S. molle*, *P. cerasifera var. nigra* y *P. cerasifera*. 36
- Figura 9: Concentraciones elementales, expresadas en mg/kg de MP (escala logarítmica) retenido a través del tiempo por *C. alba*, *Q. saponaria*, *S. molle*, *P. cerasifera var. nigra* y *P. cerasifera*. 37
- Figura 10: Concentraciones elementales expresadas en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado arrastrado en los 5 episodios de lluvia para la especie *S. molle*. 38
- Figura 11: Concentraciones elementales expresadas en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado aumentado en los episodios 2 y 4 de lluvia para la especie *S. molle*. 39
- Figura 12: Concentraciones elementales expresadas en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado arrastrado en el episodio 1 de lluvia para la especie *Q. saponaria*. 39
- Figura 13: Concentraciones elementales expresadas en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado depositado sobre las hojas de la especie *Q. saponaria*. en los 5 episodios de lluvia. 409
- Figura 14. Área foliar promedio, expresada en cm² para las especies *P. cerasifera*, *P. cerasifera var. nigra*, *C. alba*, *Q. saponaria* y *S. molle*. 41
- Figura 15. Densidad estomática, expresada en N°estomas/mm² de las especies *P. cerasifera* y *P. cerasifera var. nigra* del lado abaxial, *Q. saponaria* y *S. molle* para los lados abaxial y adaxial. 42
- Figura 16: Características estomáticas promedio de largo de estoma abaxial, largo de estoma adaxial, ancho de estoma abaxial y ancho de estoma adaxial, expresadas en μm, para tres individuos de la especie *Q. saponaria* en distintas condiciones ambientales 44
- Figura 17. Superficie foliar y densidad de estomas promedio para tres individuos de la especie *Q. saponaria* en distintos en distintas condiciones ambientales. 45

Cuadros

Cuadro 1: Periodos de recolección de ramas para especies exóticas y nativas en semanas (S) durante el año 2022	27
Cuadro 2: Duración (días) y mm caídos por episodio de lluvia durante junio-julio de 2022.	28
Cuadro 3: Modelo para el cálculo de biomasa foliar (B_f), utilizando el diámetro a la altura del pecho (DAP) en cm y la altura (H_i) del individuo en metros.	29
Cuadro 4: Densidad de estomas abaxial y adaxial para las especies <i>Q. saponaria</i> y <i>S. molle</i> , junto con valores de literatura.	43
Cuadro 5: Factor de emisión (EF) y microgramo por individuo de las especies <i>Q. saponaria</i> y <i>P. cerasifera</i> var. <i>Nigra</i>	45

Anexo

Figura 1: Concentraciones elementales, expresadas en mg/kg de MP retenido a través del tiempo por especie: a) <i>P. cerasifera</i> var. <i>nigra</i> , b) <i>P. cerasifera</i> , c) <i>C. saponaria</i> , d) <i>Q. saponaria</i> y e) <i>S. molle</i>	62
Figura 2: concentraciones elementales en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado arrastrado en los episodios de lluvia 1, 3, 4 y 5 para la especie <i>C. alba</i> ...	63
Figura 3: concentraciones elementales en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado eliminado en los episodios de lluvia 1, 2 y 3 para la especie <i>C. alba</i>	64

Resumen

La contaminación atmosférica es un problema de nivel global con efectos negativos sobre el ambiente y la salud humana; en zonas urbanas es particularmente intensa. En Santiago, Región Metropolitana (RM) el problema se incrementa por las condiciones geográficas y climáticas de la cuenca rodeada de altas cadenas montañosas, baja ventilación, afectada por el anticiclón del Pacífico y con un clima semiárido con escasas precipitaciones. El material particulado (MP) es el principal contaminante en la época de otoño-invierno y el ozono troposférico en la época de primavera-verano.

La infraestructura verde (IV) es una estrategia para enfrentar algunos problemas de las ciudades utilizando una buena planificación del arbolado urbano. La mitigación se debe principalmente a la captura del MP a través de su estructura foliar, considerando la complejidad de la superficie y estructura de la hoja, pero sin claridad respecto del proceso por el cual la vegetación retiene el MP. Otros factores se relacionan al ambiente y diseño de la ciudad, características del MP y variables meteorológicas. En este trabajo se estudiaron especies arbóreas co-localizadas en un espacio definido, con influencia de personas y poco impacto vehicular y con antecedentes respecto de su emisión de compuestos orgánicos volátiles biogénicos (COVB), precursores de ozono troposférico, con el propósito de contribuir a la selección de las especies más adecuadas para la mayor retención de MP y una mínima emisión de COVB.

Se trabajó con 5 especies arbóreas, tres nativas y perennifolias: *Quillaja saponaria* (Quillay), *Shinus molle* (Pimiento) y *Cryptocarya alba* (Peumo) y dos especies exóticas y caducifolias: *Prunus cerasifera* (Ciruelo verde) y *Prunus cerasifera var. nigra* (Ciruelo rojo), ubicadas en el Campus Norte de la Universidad de Chile, Santiago. La cuantificación del MP retenido por las hojas de todas las especies se efectuó por gravimetría en el período de verano y en el período de lluvias para las especies nativas y perennifolias. Para tres de las especies: *Q. saponaria*, *S. molle* y *P. cerasifera var. nigra* los cálculos se efectuaron también a nivel de individuo.

Se analizaron las características morfológicas de las hojas mediante microscopía electrónica de barrido y la composición elemental del MP depositado sobre las hojas y del MP arrastrado

por la lluvia desde las hojas o depositado sobre las hojas por la lluvia, mediante ICP-MS. En ambos casos retirando MP de la atmósfera.

Los resultados mostraron que todas las especies arbóreas estudiadas contribuyen a mejorar la calidad del aire capturando MP y elementos pesados en cantidades que dependen de la especie y de sus características morfo-anatómicas. Sin embargo, *P. cerasifera var. nigra*, si bien captura MP en la época de primavera-verano, es a la vez un emisor 13 veces más potente de COVB que *Q. saponaria*.

Se cuantificó, como primera aproximación, la cantidad de MP capturado por la población de *Q. saponaria* y *S. molle*, elevándose a $260,7 \pm 16,3$ t/año, considerando seis comunas de la Región Metropolitana (Maipú, La Florida, Recoleta, Vitacura, La Reina y Las Condes).

Se comprobó que la lluvia es un proceso siempre positivo para los efectos de mejorar la calidad del aire, particularmente por parte de las especies perennifolias, contribuyendo además a recuperar la capacidad de las plantas para aumentar la captura de MP y reducir eventuales efectos fitotóxicos de elementos pesados presentes en él.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las características anatómicas de los individuos de *Q. saponaria* en un ambiente urbano y uno rural, así como también entre individuos de edades diferentes. En el caso de *S. molle* se constataron diferencias estadísticamente significativas en las características estomáticas, en relación a la edad del individuo.

Se recomienda intensificar la búsqueda de modelos y variables que ayuden a transformar los resultados obtenidos a nivel de hojas al nivel de individuos de las diferentes especies arbóreas, en particular las nativas y perennifolias y muy particularmente las especies endémicas como la *Cryptocarya alba*, por ejemplo, para sopesar mejor la mayor importancia de algunas especies sobre otras, sin perder de vista la necesidad de mantener la biodiversidad.

Summary

Atmospheric pollution is a worldwide problem with negative effects on the environment and the human health; it is particularly intense in urban areas. In Santiago, in the Metropolitan Region (MR) the problem is increased by the geographic and climatic conditions of the valley surrounded by high mountain ranges, low ventilation, affected by the Pacific anticyclone and with a semi-arid climate with a small amount of rainfall. Particulate matter (PM) is the main pollutant during the autumn-winter season and tropospheric ozone (O₃) during the spring-summer season.

The green infrastructure (GI) is a strategy to face some of the problems in cities by using a good planning of urban trees. The mitigation is mainly due to the capture of the PM through its leaf structure, considering the complexity of the surface and structure of the leaf, but without being clear about the process by which the vegetation retains the PM. Other factors are related to the environment and design of the city, the characteristics of the PM and meteorological variables. In this work, tree species co-located in a defined space, with the influence of people and little vehicular impact, and with antecedents regarding their emission of biogenic volatile organic compounds (BVOC), precursors of the tropospheric ozone, were studied with the purpose of contributing to the selection of the most suitable species for the highest PM retention and minimum BVOC emission.

The studies were done with 5 tree species, three native and permanent: *Quillaja saponaria* (Quillay), *Shinus molle* (Pepper) and *Cryptocarya alba* (Peumo) and two exotic and deciduous species: *Prunus cerasifera* (Green plum) and *Prunus cerasifera var. Nigra* (Red Plum), located on the North Campus of the University of Chile, Santiago. The quantification of the PM retained by the leaves of all the species was carried out by gravimetry in the summer period and in the rainy season for the native and evergreen species. For three of the species: *Q. saponaria*, *S. molle* and *P. cerasifera var. nigra* calculations were performed at the individual level.

The morphological characteristics of the leaves were analyzed by scanning electron microscopy, the elemental composition of the PM deposited on the leaves and the PM washed by rain from the leaves or deposited on the leaves by rain, analyzed by ICP-MS. In both cases removing MP from the atmosphere.

The results showed that all the tree species studied contribute to improve the air quality by capturing PM and heavy elements in amounts that depend on the species and its morpho-anatomical characteristics. However, *P. cerasifera var. nigra*, although it captures PM in the spring-summer season, it is at the same time a 13 times stronger emitter of BVOC than *Q. saponaria*.

The amount of PM captured by the population of *Q. saponaria* and *S. molle* in six communes of the Metropolitan Region (Maipú, La Florida, Recoleta, Vitacura, La Reina and Las Condes) was quantified as a first approximation, rising to 260.7 ± 16.3 t/year.

It was confirmed that rain is always a positive process, particularly for the evergreen species, which contribute to the recovery of the capacity of plants to increase the capture of PM and reduce possible phytotoxic effects of heavy elements present in the PM accumulated on the surface of the leaves.

Statistically significant differences were found between the anatomical characteristics of *Q. saponaria* individuals in an urban and rural environment, as well as between individuals of different ages. In the case of *S.molle*, statistically significant differences were found in the stomatal characteristics in relation to the age of the individual.

It is recommended to intensify the search for models and variables that help transform the results obtained at the level of leaves to the level of individuals of the different tree species, particularly the native and evergreen ones, and very particularly the endemic species such as *Cryptocarya alba* for example, to better weigh the greater importance of some species over others, without losing sight of the need to maintain biodiversity.

I. Introducción

Cambio climático, palabras que en la actualidad escuchamos a menudo y que inmediatamente asociamos con un futuro poco esperanzador para la Tierra; las relacionamos a eventos en el clima que han causado o causarán impactos en los sistemas naturales y antropogénicos en todos los continentes y océanos (IPCC a, 2014). Al ritmo actual, serán más frecuentes y de mayor intensidad en el futuro (Nerem et al., 2018; IPCC, 2019).

Dado que la atmósfera es un sistema químico y físico complejo, en el que ocurren continuamente reacciones entre las especies, modulado por sus concentraciones y las condiciones meteorológicas y geográficas (Seinfeld et al., 1998), la química de la atmósfera juega un papel relevante en la comprensión de varios problemas globales que hoy nos aquejan. La contaminación atmosférica que estudiamos ocurre en la tropósfera, la región de la atmósfera más dinámica, siempre en movimiento y donde ocurren los sucesos climáticos: vientos, nubes, lluvia, entre otros.

En zonas urbanas la sinergia entre gran cantidad de personas concentradas en espacios restringidos, mayores fuentes de emisión, (transporte, generación de energía, emisiones industriales y manufacturas, calefacción, entre otras), rápido y desorganizado crecimiento urbano (Green, et al., 2013; Henríquez y Romero, 2019; Mendes, et al., 2020) conduce a una creciente cantidad de personas expuestas a una mala calidad del aire (OMS, 2021a). En la actualidad, más del 55% de la población mundial vive en zonas urbanas y se prevé que esa cifra aumentara al 68% para el año 2050 (OMS, 2021b). En Chile, el 88,6% vive en zonas urbanas (INE, 2021) y se espera que para el año 2025 sea sobre un 90% (ONU, 2016). Los dos contaminantes más relevantes en la mayoría de los países, incluido Chile, son el material particulado (MP) y el ozono troposférico.

Los árboles son una buena propuesta para ayudar a la mitigación de la contaminación atmosférica urbana, utilizada en diversos países, porque son capaces de retener MP e interactuar químicamente con la atmósfera. En esta tesis se trabajó con 5 especies arbóreas, 3 nativas perennifolias: *Quillaja saponaria* (Quillay), *Shinus molle* (Pimiento) y *Cryptocarya alba* (Peumo) y dos especies exóticas y caducifolias: *Prunus cerasifera* (Ciruelo verde) y *Prunus cerasifera var. nigra* (Ciruelo rojo). Se estudió la capacidad de retención de MP y su vinculación con ciertas características morfológicas y otras vinculadas a su interacción

química con la atmósfera, en particular las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COVB) y su potencial en la formación de ozono troposférico. Se analizó, además la conducta de retención de MP de las especies nativas en los episodios de lluvia; las especies exóticas carecen de hojas durante la época de otoño-invierno por lo que no fueron consideradas.

Los resultados a nivel de hojas mostraron que en el período seco (primavera-verano) los *Prunus* retienen inicialmente más MP que las especies nativas. *P. cerasifera var. nigra* retuvo 2,7 veces más MP que la variedad verde, *P. cerasifera*; las especies nativas retienen menos, pero continúan reteniendo y aumentando la captura de MP, cuando las especies exóticas ya no pueden hacerlo por carecer de follaje.

La situación cambia cuando la información se entrega a nivel del individuo. *Q. saponaria* es la especie que retiene mayor cantidad de MP ($122,7 \pm 8,4$ kg por año por individuo), seguida de *P. cerasifera var. nigra* ($40,8 \pm 1,7$ kg por individuo, durante la época primavera-verano) y *S. molle* ($13,2 \pm 0,6$ kg por año por individuo). Considerando la población arbórea de estas especies en las comunas de Maipú, La Florida, Recoleta, Vitacura, La Reina y Las Condes al año 2014, resulta una captura anual de MP de 260,7 kg anuales por las especies nativas. *P. cerasifera var. nigra* (caducifolia) remueve $543,4 \pm 22,3$ kg, pero durante la época de primavera-verano. La aparente incongruencia se debe al hecho de que en las comunas indicadas hay 73% de *P. cerasifera var. nigra* frente a un 27% de las especies nativas y perennifolias.

Los resultados mostraron también que la composición elemental del MP retenido en las hojas difiere de una especie a otra, enfatizando una vez más la individualidad de cada especie. Durante el período de lluvias se observó un diferente comportamiento en las hojas de las especies respecto de la eliminación o acumulación de MP y su composición elemental. *C. alba* y *S. molle* eliminaron y/o acumularon MP en los diferentes episodios de lluvia; en cambio, en el caso de la *Q. saponaria*, la lluvia siempre eliminó MP de sus hojas. Por otra parte, las concentraciones elementales involucradas en dichos procesos tuvieron comportamientos muy específicos de las especies y las condiciones meteorológicas. Así, es un hecho claro que la lluvia puede reconocerse como un proceso siempre positivo, tanto para recuperar la capacidad de las plantas para capturar MP, como para contribuir a mejorar la calidad del aire.

En relación a las emisiones de COVB, las 5 especies estudiadas en esta tesis emiten isopreno como principal COVB con una diferencia estadísticamente significativa entre los factores de emisión (FE) totales entre las especies exóticas y nativas. Los valores informados en la literatura de FE a nivel de $\mu\text{g/g}$ de hoja seca (Prendez et al., 2019) se transformaron a nivel de individuo. Los resultados mostraron que *P. cerasifera var. nigra* emite 13 veces más de COVB (13944 $\mu\text{g/ghs}$) que *Q. saponaria* (1054 $\mu\text{g/ghs}$). Ello implica además que el índice potencial formador de ozono del ciruelo rojo es aún mayor justamente en la época de las mayores concentraciones de dicho contaminante.

C. alba es una especie endémica de Chile y muy interesante de continuar estudiando con relación a su aporte a la calidad del aire urbano. Presenta algunas ventajas comparativas a nivel de hojas respecto de la captura de MP, además de su gran adaptación a los períodos de sequía, en especial en asociación con *Q. saponaria*.

La nueva información entregada para las 5 especies estudiadas confirma que el comportamiento de las especies es siempre especie-específico lo que implica la necesidad de una adecuada diversificación de la vegetación, considerando los factores bióticos y abióticos que afectan a cada especie.

Se recomienda trabajar en la búsqueda de modelos y variables que ayuden a transformar los resultados obtenidos a nivel de hojas a nivel de individuos de las diferentes especies arbóreas, especialmente las nativas y perennifolias y muy en particular las endémicas, para sopesar mejor la mayor importancia de algunas especies sobre otras y contribuir con información científicamente validada a una mejor planificación de la infraestructura verde de la ciudad de Santiago.

II. Marco teórico

La contaminación atmosférica urbana ha afectado la salud humana y animal desde hace varias décadas (WHO, 1961); ya en 1952 en Londres, debido al elevado uso de carbón como combustible, el problema del “humo” (un tipo de material particulado) fue lo suficientemente grave como para necesitar regulación (Heidorn, 1978; Brimblecombe, 1999).

Según algunos autores, la contaminación atmosférica se entiende como la presencia de sustancias contaminantes en el aire que interfieren en la salud o bienestar humano y que producen otros efectos perjudiciales al medio ambiente (Cifuentes et al., 2020; Márquez, 2021). Por otra parte, la Ley 19.300 de bases generales del medio ambiente define la contaminación como “la presencia en el ambiente de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, en concentraciones o concentraciones y permanencia superiores o inferiores, según corresponda, a las establecidas en la legislación vigente” (MMA, 2016). Respecto a los contaminantes, éstos se clasifican por su origen, tiempo de permanencia, fuente de emisión, entre otros. El Ministerio del Medio Ambiente (MMA, 2015) define como contaminante “Todo elemento, compuesto, sustancia, derivado químico o biológico, energía, radiación, vibración, ruido, o una combinación de ellos, cuya presencia en el ambiente, en ciertos niveles, concentraciones o períodos de tiempo, pueda constituir un riesgo a la salud de las personas, a la calidad de vida de la población, a la preservación de la naturaleza o a la conservación del patrimonio ambiental”; no obstante, sólo establece normas nacionales de calidad del aire ambiental y monitoreo de los denominados contaminantes criterio, que corresponden a material particulado respirable (MP_{10} y $MP_{2,5}$), SO_2 , óxidos de nitrógeno ($NO_x = NO + NO_2$), O_3 , CO, compuestos orgánicos volátiles (COV), hidrocarburos totales (HCT), CH_4 y Pb (SINCA, 2015).

En las ciudades, el tipo de contaminación depende de sus características climatológicas y geográficas, y de sus fuentes de emisión. En Santiago, las principales fuentes de contaminación son el transporte (61,1%) y el uso residencial de leña (37,1%) (MMA, 2021). Por otra parte, sus problemas de contaminación de aire se intensifican por sus condiciones geográficas y meteorológicas. La ciudad de Santiago se ubica entre los 450-1000 msnm en una cuenca rodeada de cadenas montañosas de al menos 2000 m de altura entre la Cordillera

de la Costa (al oeste) y las primeras estribaciones de la Precordillera Andina (al este), la cuenca se cierra con el cordón montañoso de Chacabuco al norte y por los cerros de Angostura al sur, con vientos y lluvias limitados. Estas condiciones están sujetas además, a efectos de inversiones térmicas, particularmente en invierno, fenómeno que determina la permanencia y el transporte de gases y material particulado, MP (Escobedo et al., 2008; Préndez, et al., 2013; Rojas-Vallejos et al., 2021). De este modo los contaminantes de mayor preocupación corresponden a MP_{2,5} y MP₁₀ en la época de otoño-invierno y ozono en primavera-verano (Préndez et al., 2019; Lapere et al., 2021). Las normas de calidad de aire corresponden para MP_{2,5}: a 20 µg/m³N como concentración anual y 50 µg/m³N para 24 horas; en el caso del MP₁₀ los valores son: 150 µg/m³N como concentración límite anual y 120 µg/m³N para 24 horas. Para O₃ la norma es de 61 ppbv (120 µg/m³N) como promedio móvil de 8 horas (MMA, 2021).

El MP, genera mayor preocupación debido a su impacto en la salud humana; la normativa ambiental clasifica el MP según su tamaño, debido a la capacidad de penetración en las vías respiratorias (Remaggi et al., 2019). Sin embargo, la literatura indica que no sólo su concentración y tamaño está relacionado con el impacto del MP en la salud, si no que sus componentes y características pueden afectar a la toxicidad relativa de la contaminación por MP (Préndez et al., 2007; Kelly y Fussell, 2012). Por otra parte, el MP es un contaminante de naturaleza compleja debido a su heterogeneidad tanto en sus características físicas (masa, tamaño, número de partículas y área superficial) como por su composición química (C y compuestos orgánicos, elementos traza: Cr, Cd, Ni, Cu, V, As, Hg, Mo, Mn, Zn, Al, Si, Ca, Mg, Fe, Pb) y material biológico (Cassee et al., 2013). Identificar rasgos del MP permite conocer las fuentes de emisión que afectan a una determinada zona (Liu et al., 2016; Muñoz et al., 2017). Muñoz et al., (2017) realizaron un estudio ambiental en dos comunas de Santiago, analizando las propiedades magnéticas del MP depositado en hojas de arbolado urbano y de polvo urbano en sitios con flujo vehicular adyacente y encontraron correlación entre las concentraciones de Fe₃O₄ en ambas muestras, concluyendo que el Fe₃O₄ se produce en los procesos oxidativos a altas temperaturas en los motores de los vehículos que utilizan combustibles fósiles. Además de las significativas diferencias en sus rasgos, el MP es un contaminante que se puede emitir directamente desde su fuente (contaminante primario) y/o formado en la atmósfera (contaminante secundario), lo que suma a la complejidad de su

estudio y por tanto, la normativa basada sólo en dos aspectos del MP es ineficiente para enfrentar la mitigación de este contaminante (Préndez et al., 2007).

El ozono a nivel de la tropósfera es un gas contaminante de origen secundario. Puede formarse en la tropósfera debido a reacciones fotolíticas o/y radicalarias interactuando con diferentes precursores: compuestos orgánicos volátiles (COV), CO, NO_x, radicales OH (Atkinson, 2000; MMA, 2016; Wróblewska, 2021; Farías et al., 2022). Desde el punto de vista de mitigación o de control sobre las concentraciones, los contaminantes secundarios son tarea bastante compleja, ya que su formación depende además de las concentraciones de los reactantes, de la cinética de la reacción y por ende de factores que no es posible controlar en la atmósfera, un medio de reacción inconstante. Así, lo controlable deben ser sus emisiones. En zonas urbanas los NO_x son principalmente emitidos por la quema de combustibles fósiles. Por otra parte, en la Región Metropolitana (RM), por ejemplo, la principal fuente de COV corresponde a emisiones residenciales (emisiones antropogénicas) y los COV biogénicos (COVB) representan sólo el 15% (USACH, 2014). A nivel global, predominantemente en los trópicos, las mayores emisiones de COV corresponden a las emisiones biogénicas, aportando cerca de un 90% (150 Tg C/año) de las emisiones globales (Corada, 2012; Gutierrez, 2021).

Otro problema relevante de las zonas urbanas es el aumento de la intensidad y frecuencia de las islas de calor urbano (UHI, por su sigla en inglés), descritas como un aumento de temperatura en áreas urbanas densas en comparación a su entorno suburbano rural. Las islas de calor urbanas surgen debido a los cambios de flujos de energía asociados básicamente con el cambio de uso de la tierra, lo que produce un aumento de la absorción solar como calor sensible y la correspondiente reducción de la evapotranspiración, además de un aumento del calor antropogénico de los edificios y vehículos (Wong et al., 2021). Este problema, se intensifica cuando ocurren eventos de olas de calor, definidas como un periodo de tiempo mayor o igual a tres días consecutivos donde las temperaturas máximas diarias superan el umbral diario considerado como extremo (DMC, 2020). De acuerdo a la estación Quinta normal, en la RM se han registrado 43 olas de calor entre los años 2018 y 2021, implicando un incremento en la frecuencia e intensidad del fenómeno (DMC, 2021a). Durante 90 días

hasta el 23 enero del 2023 además se habían registrado 4 olas de calor, abarcando un total de 21 días (DMC, 2023).

Para enfrentar entonces la contaminación atmosférica, las autoridades utilizan distintas herramientas de gestión ambiental, los Planes de Prevención y/o Descontaminación Atmosférica (PPDA) por ejemplo, que incluyen restricción vehicular, prohibición de quema de leña, entre otros. En contraste, en este trabajo se recurre a herramientas basadas en la naturaleza, específicamente al uso del arbolado urbano como herramienta eficiente de mitigación capturando el contaminante MP y reduciendo las emisiones de COVB y ayudando así a mitigar los precursores de O₃ troposférico.

II.1. Infraestructura verde. Arbolado urbano

La infraestructura verde (IV), incluyendo arbolado, paredes y techos verdes, es una estrategia utilizada en muchos países en los últimos años para enfrentar los distintos problemas ambientales de las ciudades (Przybysz et al., 2018; Viecco et al., 2018; Chen et al., 2022). El concepto tiene distintas definiciones, entre ellas “una red interconectada de áreas naturales y otros espacios que conservan los valores y funciones de ecosistemas naturales, mantienen el aire y agua limpios y provee un amplio abanico de beneficios a la vida silvestre y humana” (Zucchetti et al., 2020). El uso de la IV en zonas urbanas proporciona los denominados servicios ecosistémicos, los cuales incluyen la regulación climática, la purificación del aire, la reducción del efecto de isla de calor urbano, la reducción de ruido, el refugio de especies nativas, la provisión de espacios para recreación, esparcimiento y contacto con la naturaleza, la mitigación de la escorrentía de aguas pluviales y la provisión de un hábitat crítico para las aves residentes y migratorias (Brandt et al., 2016; Vásquez, 2016).

Un tipo de IV, especialmente interesante, corresponde al denominado arbolado urbano, esto es árboles y arbustos. Este tipo de vegetación es altamente complejo y se encuentra en ambientes súbitamente alterados como lo son las ciudades, en las cuales los seres humanos son los principales impulsores de sus tipos, cantidades y distribución espacial (Escobedo et al., 2011).

Investigadores en distintos países y continentes han mostrado que una buena planificación del arbolado urbano puede reducir de forma considerable el MP en zonas urbanas (Przybysz et al., 2018; Qiu et al., 2019; Gao et al., 2020; Pallozzi et al., 2020). Algunos han llegado a estimaciones interesantes sobre la cantidad de MP que puede ser retenido por el arbolado urbano; por ejemplo, Tallis et al. (2011) estimaron que el dosel urbano del GLA (Greater London Authority) elimina entre 852 y 2121 toneladas anuales de PM_{10} , los que representan entre el 0,7% y el 1,4% de PM_{10} de la capa límite urbana. Por otro lado, Selmi et al., (2016), estimaron que los árboles públicos en Estrasburgo, Francia, eliminan entre 11,77 y 4,51 t/año de PM_{10} y $PM_{2,5}$, respectivamente. El arbolado urbano actúa también como regulador climático enfriando el ambiente urbano, ya que provee de sombra y genera evapotranspiración, reduciendo la temperatura hasta en 10°C (Wong et al., 2021), a la vez que reduce la tasa de reacciones fotoquímicas que favorecen la formación de ozono y otros contaminantes secundarios atmosféricos (Nowak et al., 2000; Wróblewska y Jeong, 2021).

Así, la implementación de arbolado en zonas urbanas es una buena propuesta para mejorar la calidad de vida; sin embargo, es preciso responder algunas preguntas como ¿Cuáles son los factores que afectan a la captura de MP por los árboles? ¿Cuánto MP puede ser eliminado/retenido por ellos? ¿Todas las especies se comportan de la misma manera?

Tratar de responder estas preguntas considera cuantificar el MP depositado sobre las hojas de los árboles y contrastarlo con factores tanto abióticos como bióticos de la(s) especie(s) en estudio. Aquéllos relacionados a los árboles mismos o sus rasgos más relevantes (bióticos) son: la morfología, la complejidad de la superficie y estructura de la hoja, el grosor de la capa de cera, la presencia de tricomas, entre otros (Corada et al., 2021). Los factores relacionados con el ambiente y el diseño de la ciudad (abióticos), consideran características propias del MP y variables meteorológicas tales como la circulación del aire, la humedad relativa y la temperatura (Leonard et al., 2016; Wróblewska y Jeong, 2021; L. Xu et al., 2022).

Además, es importante considerar que el MP puede obstruir los estomas de las hojas (Gajbhiye et al., 2016), los cuales se encargan del intercambio gaseoso de la planta y por lo tanto afectan su actividad fisiológica. En consecuencia, es importante estudiar las características de las especies bajo las condiciones en las que se planea utilizar (Willis y Petrokofsky, 2017). Así diferentes estudios han comparado distintas características

estomáticas de una o varias especies expuestas a distintos niveles de contaminación y/o acceso a riego (Gotor, 2008; Egas et al., 2018 y 2020).

Asimismo, un tema poco considerado hasta la fecha es como afecta el clima, específicamente los eventos de lluvia en la dinámica de retención del MP. Estudios realizados sobre diferentes especies en distintos lugares mostraron que los eventos de lluvia afectan de distinta manera a las especies (Popek et al., 2019; X. Xu et al., 2020; L. Xu et al., 2022), no habiendo una correlación clara de éstas con el tamaño y/o alguna característica específica de la hoja.

En contraste a las ventajas que ofrece la vegetación con la captura de MP desde la atmósfera los árboles son también emisores de COVB, los cuales en conjunto con otros factores físicos y químicos de la atmósfera pueden contribuir a la formación de O₃ troposférico, en particular, porque en muchas ciudades, como es el caso de Santiago, los NO_x se encuentran en elevadas concentraciones debido al alto tráfico vehicular, si bien en la RM, la principal fuente de COV corresponde a emisiones antropogénicas y los COVB representan sólo el 15% (USACH, 2014).

Los COVB, son emitidos por las plantas como forma de interactuar entre sí y el ambiente que las rodea. Dentro de los diferentes COVB emitidos por los árboles los terpenos corresponden al grupo mayoritario, principalmente el isopreno, los monoterpenos y algunos sesquiterpenos. El isopreno tiene como función combatir el estrés abiótico, mientras que los últimos actúan entre la comunicación planta-insecto (Rosenkranz et al., 2021). La concentración de cada COVB emitido, es especie-específica, sin embargo, ésta puede variar dependiendo del estrés abiótico a la que está sometida la especie (Préndez et al., 2013).

En la literatura, existe variada información de la vegetación urbana y su uso como mitigadores activos o como bioindicadores (Sekhar, 2019; Chen et al., 2022). Dentro del uso de especies arbóreas como mitigadoras de MP, se deben considerar factores desde distintos ámbitos para la óptima elección de éstas en un ambiente hostil, como lo son las ciudades: bajo consumo hídrico, rápido crecimiento, resistencia al clima de la zona, resistencia a la contaminación y además buena capacidad de remoción de MP. Sin embargo, no existe una especie(es) global(es) para cada uso; por lo tanto, se requiere investigación que considere la interacción entre las plantas, la contaminación, la atmósfera y el clima en la zona para obtener información adecuada para una buena elección de especies para el arbolado urbano.

II.2. Especies arbóreas de la zona mediterránea

Existe poca información acerca del aporte de especie arbóreas exóticas y nativas de la zona mediterránea de Chile acerca de la emisión de COVB (Corada, 2012; Carvajal, et al., 2013; Préndez et al., 2014; Préndez et al., 2019; Farías et al., 2022). La información disponible considera 16 especies arbóreas, exóticas y nativas (10 exóticas y 6 nativas) en diferentes etapas de crecimiento y estaciones. Se han determinado los factores de emisión (FE) a nivel de hojas, para isopreno y monoterpenos de cada especie y el potencial fotoquímico de la formación de O₃ (POCP, por sus siglas en inglés). Con ambos factores, se calcularon los índices potenciales de formación de O₃ troposférico (IPFO), con lo cual se evaluó el impacto ambiental de cada especie en la formación de O₃ por las especies arbóreas estudiadas, relacionando la reactividad química en la atmósfera con la actividad de las especies arbóreas. Los resultados mostraron que la mayoría de las especies nativas estudiadas emiten menores concentraciones de compuestos químicos potencialmente formadores de O₃, tienen un FE menor y consecuentemente un IPFO también menor que las especies exóticas.

Por otra parte, el cambio climático nos obliga a considerar el requisito hídrico de las especies. La situación hídrica presente y futura en Chile es alarmante, enfrentando una mega sequía durante los últimos 10 años. Al mes de diciembre del 2022, 101 comunas del país se encontraban bajo decreto de escasez hídrica (DGA, 2022). En Santiago, según el último informe de la DMC (2021b) las precipitaciones disminuyeron con respecto a valores climatológicos anuales. Junto con ello, en el año 2019 se vivió uno de los 3 años más secos en un siglo, donde hubo un déficit entre 50% y 80% de precipitaciones (MMA, 2020). Por otra parte, en 2022 hubo 7 episodios de lluvia.

Considerando que el objetivo de este estudio es contribuir a la información acerca de las posibilidades de utilizar especies arbóreas exóticas y nativas de la Región Metropolitana en la construcción de infraestructura verde, las variables más importantes a considerar son: la captura de MP, las emisiones de COVB y la capacidad de resistir a sequías. Para ello, en esta tesis se trabajó con 5 especies arbóreas presentes en la zona metropolitana: *Prunus cerasifera* y *Prunus cerasifera var. nigra* (exóticas) y, *Shinus molle*, *Cryptocarya alba* y *Quillaja saponaria* (nativas).

III. Hipótesis y objetivos

III.1. Hipótesis

Las especies nativas de la zona mediterránea serán las más adecuadas para construir arbolado urbano sustentable si poseen una adecuada capacidad de captura de material particulado y menores emisiones de COVB, presentando menos episodios de estrés y un requerimiento hídrico acorde a la zona, al estar en condiciones más favorables para su desarrollo.

III.2. Objetivo general

Seleccionar especies de la zona mediterránea, con bajo requerimiento hídrico que capturen apropiadamente material particulado y tengan bajas emisiones de COVB, de modo que puedan ser sosteniblemente utilizadas en la construcción de arbolado urbano.

III.3. Objetivos específicos

- ✓ Seleccionar un conjunto de especies que satisfagan los requerimientos básicos para constituirse en aportes al proceso de descontaminación del aire urbano.
- ✓ Determinar las cantidades de material particulado retenido por el conjunto de especies seleccionadas.
- ✓ Determinar características morfológicas de las hojas de las especies a estudiar.
- ✓ Identificar especies que emitan las menores concentraciones de COVB entre las especies seleccionadas.
- ✓ Identificar y evaluar métodos que permitan traspasar la información experimental a recomendaciones de uso del arbolado urbano.

IV. Materiales y métodos

IV.1. Sitio de muestreo

Se seleccionaron dos sitios de muestreo, uno ubicado dentro de una zona urbana y otro en una zona rural. El primero corresponde al Campus Eloísa Díaz, en la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas de la Universidad de Chile, Comuna de Independencia, Santiago (33°25'15.4"S; 70°39'10.5"W). En esta zona se encuentra un conjunto de especies, exóticas y nativas de la zona mediterránea, en similares condiciones ambientales, léase impacto de fuentes de contaminantes, condiciones climáticas, radiación solar y riego, entre otras. El segundo sitio se encuentra en la Región de O'Higgins en la cual se seleccionaron dos puntos: Cerro La Pataguilla, en la comuna de Pichidegua (34°42'32.3" S; 71°33'13.6" W) y un sitio en la comuna de San Vicente (34°27'51.9" S; 71°10'24.6" W).

IV.2. Selección de especies arbóreas

En el sitio 1 (zona urbana), hay gran diversidad de especies arbóreas, nativas y exóticas, no obstante, para la elección de especies para este trabajo se consideró relevante su proximidad al interior del campus (máximo 100 m entre sí), además de la información preexistente de los factores de emisión de las especies. Así, se seleccionaron 5 individuos adultos co-localizados: 3 especies nativas; *Cryptocarya alba* (Peumo), *Quillaja saponaria* (Quillay) y *Schinus molle* (Pimiento) y 2 exóticas: *Prunus cerasifera var. nigra* (Ciruelo rojo) y *Prunus cerasifera* (Ciruelo verde), las que se muestran en la Figura 1. Todas las especies fueron evaluadas en términos de retención/depositación de MP sobre sus hojas y se estudiaron algunas de sus características morfo-anatómicas.

En el sitio 2 (zona rural) se seleccionaron dos individuos de la especie *Q. saponaria*, los que se muestran en la Figura 2. El individuo en la Fig. 2a se ha denominado "Quillay blanco", elegido porque es un individuo con características físicas (altura y ancho del tronco) similares al individuo de *Q. saponaria* de la zona urbana. El segundo individuo, Fig. 2.b, se denominó

“Quillay antiguo” por su altura y ancho de tronco, elegido como contraste de las características morfo anatómicas del individuo adulto joven de la zona urbana.



Figura 1: Individuos de las especies arbóreas seleccionados. a) *Prunus cerasifera* (ciruelo verde), b) *Prunus cerasifera* var. *nigra* (Ciruelo rojo), c) *Cryptocarya alba* (Peumo), d) *Quillaja saponaria* (Quillay); e) *Shinus molle* (Pimiento).



Figura 2: Individuos de la especie *Quillaja saponaria*. a) "Quillay blanco" y b) "Quillay antiguo"

IV.3. Algunas características de las especies seleccionadas

El género *Prunus*. abarca unas 200 especies, muchas de ellas cultivadas por sus frutos o semillas comestibles. *Prunus cerasifera* es una especie originaria de Europa central, este y también de Asia; en particular, del *Prunus cerasifera* se han cultivado innumerables variedades, entre ellas la variedad *nigra*. Ambos son árboles caducifolios que pueden crecer hasta 15 m de altura; poseen hojas simples, alternas y enteras; el follaje original es verde,

nombre común Ciruelo verde, pero la variedad *nigra*, nombre común Ciruelo rojo, tiene su follaje rojo purpúreo. Son especies de rápido crecimiento y de corta longevidad (Baldini et al., 2012; Bandeira et al., 2017; Retamales y Morales, 2022).

Shinus molle es una especie originaria del Perú, introducida a Chile por los Incas, nombre común Pimiento, Pimiento boliviano, Molle o Pimentero; actualmente crece en forma natural desde la región de Arica y Parinacota a la RM. Es un árbol perennifolio que posee hojas compuestas, alternas de 15 a 30 cm de largo, de 15 a 41 folíolos lineares lanceolados opuestos, de entre 0,85 a 5 cm de largo. Puede crecer hasta 25 m de altura; es una especie de crecimiento rápido y una buena longevidad (Baldini et al., 2012). Se usa ampliamente como árbol urbano debido a su resistencia a la contaminación, fácil y económica propagación y poca necesidad de riego, además que tolera altas temperaturas y es extremadamente resistente a la sequía (Kasimala y Kasimala, 2012; Retamales y Morales, 2022)

Quillaja saponaria (Quillay) y *Cryptocarya alba* Looser, son especies nativas de Chile (Baldini et al., 2012; Retamales y Morales, 2022) que crecen principalmente en clima mediterráneo. El Quillay se encuentra desde la Región de Coquimbo hasta la Región de la Araucanía. Es un árbol perennifolio que puede alcanzar hasta los 15 m de altura; posee hojas simples y alternas. Es una especie de crecimiento medio, alcanzando una longevidad cercana a los 100 a 150 años.

Cryptocarya alba (Peumo), se distribuye desde la Región de Coquimbo hasta la Región de los Ríos, en ambas cordilleras y el valle central, adaptándose bien a los climas templados. Su género tiene cerca de 230 especies en los trópicos y subtrópicos de todo el mundo. En Chile sólo está esta especie (Retamales y Morales, 2022). Es un árbol perennifolio de follaje denso que puede alcanzar hasta los 20 m de altura; posee hojas simples. Es una especie de crecimiento rápido y longevo, resiste bien las heladas, pero contaminaciones bajas y requiere algo de riego para su buen desarrollo, pero resiste bien la sequía y se recupera después de períodos secos (Espinoza et al., 2021; Gotor, 2008). Adquiere mayor importancia en condiciones más húmedas y de suelos frescos (Donoso, 1982).

IV.4. Equipos, materiales y reactivos

Equipos:

Balanza analítica precisión 0,01mg, Precisa 40 SM-200^a

Balanza analítica precisión 0,01g, Precisa 160M

Bomba de vacío

Cámara anaeróbica

Hotblock ambiental express, model SC181

ICP-MS Agilent Technologies, series 7700

Microscopio electrónico de barrido, HR-SEM con detector ETD (Everhart Thornely Detector)

Materiales y reactivos:

Reactivos químicos p.a

Material de vidrio

Papel filtro Pallflex Products Corp, TX40HI20-WW, 47mm de diámetro

Pincel, Pinzas y Tijeras

Cápsulas de poliestireno tipo Petri de 50 mm de diámetro esterilizadas

Fuentes radiactivas selladas de Po-210. Oxford

IV.5. Material particulado depositado sobre hojas a través del tiempo

Se eligieron cuatro ramas con suficientes hojas sanas y bien desarrolladas (sin coloraciones, insectos, hongos, roturas, entre otros) en cada individuo; el número de hojas varió según el tamaño de la hoja de la especie; se seleccionaron ramas bien expuestas al entorno, cercanas entre sí y a una altura de 1,7 - 2 m sobre el nivel del piso de acuerdo al protocolo para la exposición de la población a la contaminación urbana (USEPA, 2004).

Cada hoja se lavó con agua destilada, retirando el MP depositado sobre ella con un pincel (Dalmaso et al., 1997). El día y hora en que las hojas se lavaron se registraron como día 0 dejándose expuestas al ambiente. Posteriormente, las ramas de las 5 especies se cortaron en distintos días entre los meses de enero y abril de 2022. Se efectuaron 4 recolecciones de *P. cerasifera var. nigra*, *P. cerasifera*, *S. molle* y *C. alba* y tres de *Q. saponaria*. En total se colectaron 19 ramas-muestras. En este estudio no se cuantificó el MP contenido en la cera epicuticular. Para algunas especies, se colectaron menos hojas de las programadas inicialmente, debido a la pérdida de hojas por cambio de follaje (prunos) o por el desarrollo de hojas nuevas, como en el caso de *Q. saponaria*. El Cuadro 1 muestra las fechas de colección de las muestras.

Cuadro 1: Periodos de corte y colección de ramas para especies exóticas y nativas en semanas (S) durante el año 2022.

Nombre	Día 0	N° muestras/hojas	S1	S2	S3	S8
<i>Prunus cerasifera</i>	07-ene	4/ 35 ± 4	14-ene	21-ene	28-ene	04-mar
<i>Prunus cerasifera var. nigra</i>	10-ene	4/ 35 ± 5	17-ene	24-ene	31-ene	07-mar
<i>Cryptocarya alba</i>	07-ene	4/ 40 ± 5	14-ene	21-ene	04-mar	01-abr
<i>Quillaja saponaria</i>	12-ene	3/ 45 ± 6	19-ene	26-ene	09-mar	-
<i>Shinus molle</i>	13-ene	4/120 ± 10	20-ene	27-ene	10-mar	07-abr

IV.6. Colección del material particulado depositado sobre hojas y arrastrado por la lluvia

Se estudiaron sólo las especies nativas, puesto que *P. cerasifera* y *P. cerasifera var. nigra* son caducifolias y pierden sus hojas en el período lluvioso (otoño-invierno). Las muestras de 5 episodios de lluvia se colectaron durante los meses de junio y julio de 2022. Los detalles

se muestran en el Cuadro 2. Se muestrearon 30-50 hojas, antes y después de cada episodio de lluvia, con similares características y condiciones a las dadas en IV.5 para cada especie.

Cuadro 2: Duración (días) y mm caídos por episodio de lluvia durante junio-julio de 2022.

Episodio	1	2	3	4	5
Días del episodio	4	4	2	3	3
Inicio	02-jul	22-jul	30-jul	08-jun	13-jun
Final	06-jul	27-jul	02-jun	11-jun	16-jun
mm de lluvia	26,4	12,4	17,6	37,2	17

IV.7. Cuantificación de material particulado

Para cuantificar el MP se utilizó el método gravimétrico que consiste en la determinación del material retirado de las hojas que han estado expuestas al aire ambiente por un determinado tiempo (Dzierzanowski et al., 2011; Guerrero-Leiva et al., 2016). Una o más de las ramas seleccionadas (para completar 30-50 hojas) se corta, guarda y traslada cuidadosamente al laboratorio. Posteriormente, se lava con agua y etanol absoluto (99%), pasando un pincel suave por los lados, abaxial y adaxial, de modo de remover todo el MP entre los pliegues. El líquido resultante se filtra utilizando papel filtro, previamente masado en balanza analítica de 0,01mg de precisión, instalada dentro de una cámara anaeróbica con condiciones controladas de humedad. Para evitar la carga electrostática que perjudica la manipulación de los filtros y evitar posibles errores en la medición, se colocan dentro de la balanza fuentes de Po-210 (emisor alfa). Estas condiciones garantizan la confiabilidad de las cuantificaciones (Préndez et al., 1982). El filtro con el MP se masa bajo las mismas condiciones anteriores. Las hojas lavadas, se secan en estufa durante 72 h a 40°C, para eliminar el agua y se masan en balanza analítica. Mediante la Ecuación 1 se calculan los miligramos de MP retenido por gramo de hoja seca (mg/g_{hs}).

$$MP \text{ retenido por gramo de hoja seca} = \frac{M_1 - M_0}{g \text{ de hoja seca}} [mg/g]$$

Ecuación 1: Cálculo del material particulado retenido (mg) por gramo de hoja seca expresado como mg/g_{hs}.

IV.8. Cálculo de área foliar específica

Se recolectaron entre 50 y 70 hojas por especie, a una altura de 1,7-2 m sobre el suelo y por todo el perímetro del individuo. En el laboratorio las hojas se escanearon con HP Scanjet 3670 y las imágenes se analizaron para medir el área de la hoja mediante el procesador de imágenes ImageJ (win64.exe) (Egas et al., 2020). Posteriormente, las hojas escaneadas se secaron a 40°C por 72h y se masaron en balanza analítica. El área foliar específica por masa de hoja seca, expresada en $\text{cm}^2/\text{g}_{\text{hs}}$, se calculó utilizando la Ecuación 2. Paralelamente se obtuvo de bibliografía el modelo para determinar la biomasa foliar que permite la transformación de MP colectado por gramo de hoja seca a nivel del colectado por el individuo completo. Sólo se encontraron modelos para tres de las cinco especies en estudio: *Q. saponaria*, *P. cerasifera* var. *nigra* y *S. molle* (Dobbs, 2004), los que se muestran en el Cuadro 3. Para el cálculo de biomasa foliar, expresada en kg, se consideraron valores de DAP (diámetro a la altura del pecho) y H_t (altura del árbol), medidos experimentalmente por A. Tagle (comunicación personal).

$$\frac{\sum \text{Área individual de hoja}}{\text{Masa de hoja seca}} \left[\text{cm}^2/\text{g} \right]$$

Ecuación 2: Cálculo para el área foliar específica, determinada en cm^2g^{-1}

Cuadro 3: Modelo para el cálculo de biomasa foliar (B_f), utilizando el diámetro a la altura del pecho (DAP) en cm y la altura (H_t) del individuo en metros.

Especie arbórea	Nombre común	Biomasa Foliar (B_f)
<i>P. cerasifera</i> var. <i>nigra</i>	Ciruelo rojo	$2,1040 + 0,0009 \times \text{DAP}^2 \times H_t$
<i>Q. saponaria</i>	Quillay	$0,1577 + 0,004 \times \text{DAP}^2 \times H_t$
<i>S. molle</i>	Pimiento	$0,0028 \times \text{DAP}^{2,6821}$

Con el valor de biomasa expresada en gramo y la cantidad de MP retenido por gramo de hoja seca se calculó el MP retenido a nivel de individuo completo utilizando la Ecuación 3.

$$\text{Biomasa foliar} \times \text{MP retenido por g de hoja seca} = [\mathcal{G}] \times \left[\frac{\text{mg}}{\mathcal{G}} \right] \times 10^{-6} = \text{kg}$$

Ecuación 3: Cálculo de MP retenido a nivel de individuo por especie

Para calcular la cantidad total de MP capturado por cada especie, con toda la información en el detalle necesario, se recurrió a la página web de las Municipalidades de las Comunas de Maipú, La Florida, Recoleta, Vitacura, La Reina y Las Condes, solicitadas por transparencia y que corresponden al inventario de 2014 (C. Criollo, comunicación personal).

IV.9. Cálculo de características morfo-anatómicas de estomas

Se realizó microscopia electrónica de barrido (HR-SEM) para estudiar la morfología de las estomas de cada especie. Ambos *Prunus*, poseen estomas sólo por la cara abaxial; *Q. saponaria* y *S. molle*, poseen estomas por ambas caras. De acuerdo con Alfaro y Sierra (1973), *C. alba*, posee estomas sólo por el lado abaxial; sin embargo, no se encuentran directamente en la superficie de la hoja y no se pudieron visualizar con la técnica utilizada en este trabajo.

Para cada una de las cuatro especies (los prunos, quillay y pimiento) se tomaron entre 15 y 25 micrografías con una magnificación de x2400 o x1200 y 1kV, dependiendo de la resolución observable para el estoma y de la cantidad de estomas visibles por micrografía. Con el programa ImageJ se midió largo estoma adaxial (LEADA), largo estoma abaxial (LEABA), ancho estoma adaxial (AEADA), ancho estoma abaxial (AEABA), densidad estoma adaxial (DEADA) y densidad estoma abaxial (DEABA). La Figura 3 muestra micrografías de cada especie por la cara abaxial. Para el tratamiento de los datos, considerando que las variables ambientales, no siguen necesariamente la estadística de Gauss, se realizó el test de Kruskal-Wallis para determinar diferencias o similitudes entre las características morfo anatómicas de los distintos individuos de las diferentes especies.

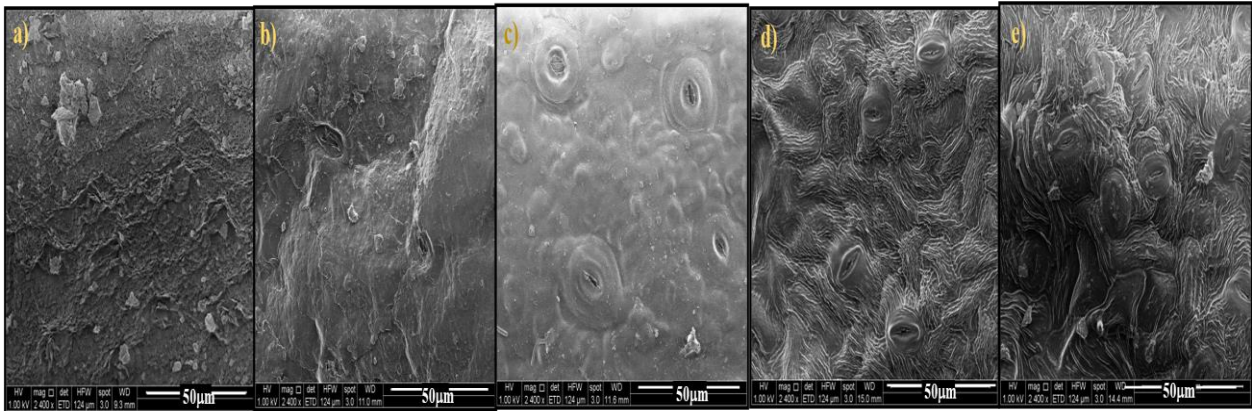


Figura 3: Micrografías de las especies: a) *Cryptocarya alba*, b) *Quillaja saponaria*, c) *Shinus molle*, d) *Prunus cerasifera* var. *nigra* y, e) *Prunus cerasifera*.

IV.10. Composición elemental del material particulado capturado

Se realizó la digestión ácida de los filtros con el MP capturado por las hojas en el laboratorio de Química Ambiental del Instituto de Salud Pública (ISP, Chile). Se utilizó el método de Khezri et al. (2015) con algunas variantes. Cada filtro se introdujo cuidadosamente en un tubo de 50 ml, se añadieron 6 ml de HNO₃ y 18 ml de HCl; luego, los tubos se sonicaron durante 20 min a 25°C; posteriormente, se llevaron a 115°C durante 1h en un Hotblock, ambiental express. La solución resultante se filtró con papel plegado y se llevó a un matraz aforado de 50 ml con agua desionizada. La determinación elemental de la composición del MP se realizó utilizando ICP-MS. Se utilizaron dos estándares certificados; metales en suelo (SQC001-30G) y TCLP Metals - Loamy Sand 3 (Sigma-Aldrich).

V. Resultados

V.1. Curva de captura de material particulado en el tiempo

El MP retenido, expresado en miligramos por gramo de hoja (mg/g_{hs}) seca a lo largo del período de estudio para cada individuo, se muestra en la Figura 4. En la primera semana, el MP retenido por las especies exóticas es mayor que el retenido por las especies nativas, destacando *P. cerasifera var. nigra* ($16,93 \pm 0,53 \text{ mg/g}_{\text{hs}}$), en contraste con *C. alba* que retuvo aproximadamente 5 veces menos de MP. Durante la segunda semana, *P. cerasifera var. nigra*, mantuvo la cantidad de MP retenido mientras que en el resto de las especies el MP retenido aumentó, en específico en *C. alba* que duplicó la retención de $3,37 \pm 0,2$ a $6,61 \pm 0,25 \text{ mg/g}_{\text{hs}}$. En la tercera semana se observan algunas diferencias entre nativas y exóticas, debido a que estas últimas perderán sus hojas al avanzar el otoño, situación que no ocurre con las especies nativas. No obstante, el MP retenido al término del periodo de estudio para todas las especies (semana 8), si bien fue mayor para *P. cerasifera var. nigra*, su aumento fue sólo de un 12% aproximadamente entre el inicio y el término del experimento. En el resto de las especies el aumento fue del doble del MP retenido entre el primer y el último periodo evaluado. En el caso de *S. molle* se observa el aumento sostenido de MP retenido a lo largo del tiempo alcanzando finalmente valores similares a los obtenidos por *P. cerasifera var. nigra*. También hay que destacar que las especies *S. molle* y *C. alba* continúan reteniendo y aumentando el MP, cuando las especies exóticas ya no pueden hacerlo por carecer de follaje. En el caso de *Q. saponaria*, no se pudo obtener la información para la semana 12, porque la especie empezó un período de remplazo de sus hojas por otras más pequeñas y no del todo desarrolladas.

La Figura 5 muestra la cantidad de MP retenido, expresado en kg por individuo, para las especies *Q. saponaria*, *S. molle* y *P. cerasifera var. nigra* a las cuales se les aplicó las ecuaciones para biomasa foliar que se mostraron en el Cuadro 3. Para el cálculo de biomasa foliar, expresada en kg, se consideraron valores de DAP y Ht, medidos experimentalmente por A. Tagle (comunicación personal).

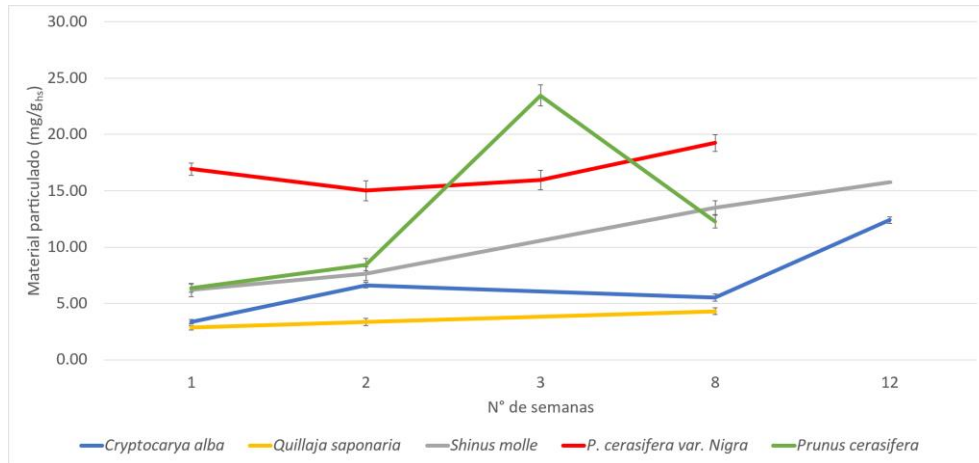


Figura 4: Material particulado retenido, expresado en mg/g_{hs}, versus el tiempo en semanas de *C. alba* (azul), *Q. saponaria* (naranja), *S. molle* (gris), *P. cerasifera var. Nigra* (rojo), y *P. cerasifera* (verde).

Para los individuos en estudio en esta tesis se usaron los valores de DAP de 16, 60 y 10 cm para *Q. saponaria*, *S. molle* y *P. cerasifera var. nigra*, respectivamente y de H: 5 y 4,5 m para *Q. saponaria* y *P. cerasifera var. nigra*, respectivamente, correspondientes a las dimensiones de los individuos estudiados. A diferencia de lo que ocurre a nivel de hojas del MP retenido en mg/g_{hs}, a nivel del individuo completo la *Q. saponaria* es la especie que retiene mayor cantidad de MP ($20,5 \pm 1,4$ g/individuo), seguida de *P. cerasifera var. nigra* ($12,2 \pm 0,5$ g/individuo) y *S. molle* ($2,2 \pm 0,1$ g/individuo) a la semana 8 del experimento.

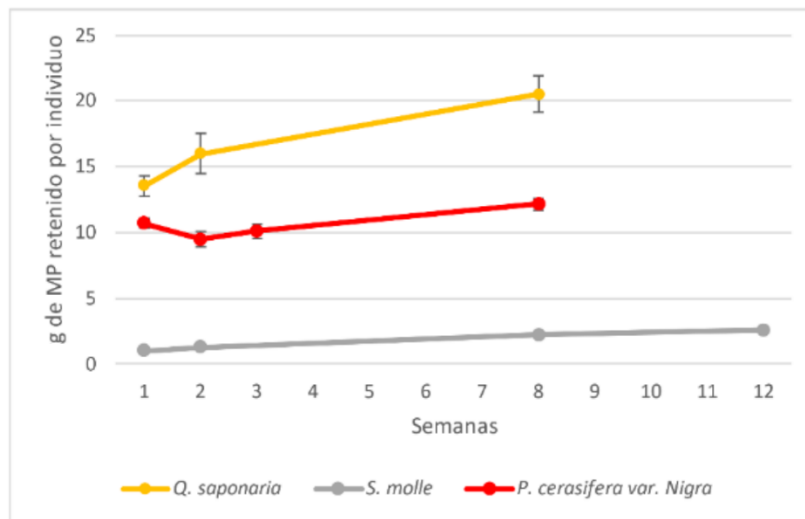


Figura 5. Material particulado retenido, expresado en g por individuo, por las especies: *Q. saponaria*, *S. molle* y *P. cerasifera var. nigra*.

V.2. Material particulado retenido/lavado por la lluvia

La Figura 6 muestra la diferencia entre el MP retenido en las hojas antes y después de cada episodio de lluvia y su comparación con los mm de agua caídos en cada episodio para las especies nativas. Las especies exóticas carecen de follaje en la época de las lluvias.

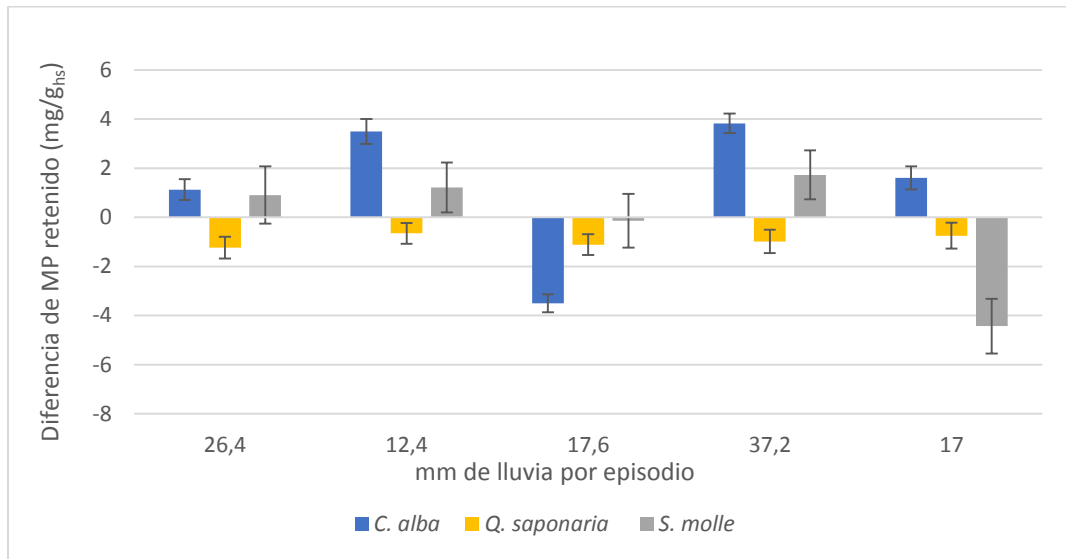


Figura 6: Diferencia de material particulado retenido/eliminado por episodio de lluvia, expresado en mg/g_{hrs} para las especies *C. alba*, *Q. saponaria* y *S. molle*.

Q. saponaria, fue la única especie que mostró siempre una disminución del MP retenido inicialmente por las hojas después de cada episodio de lluvia, con valores que variaron entre 0,65 y 1,23 mg/g_{hrs} . En el caso de *S. molle* y *C. alba* en cambio, los resultados fueron variables, mostrando que en cuatro episodios se produjo un aumento de la cantidad de MP. Durante los episodios 1, 2 y 4, el MP retenido por *S. molle* aumentó entre 0,91 y 1,73 mg/g_{hrs} , en tanto que en el episodio 5 el MP retenido disminuyó en 4,43 mg/g_{hrs} . En el caso de *C. alba* el MP retenido durante cuatro episodios de lluvia aumentó entre 1,13 y 3,83 mg/g_{hrs} disminuyendo en 3,5 mg/g_{hrs} en el episodio 3.

Se realizó un análisis de correlación entre la cantidad de MP eliminado o incrementado por la lluvia en las hojas y los mm de agua caídos, para cada especie analizada. Los resultados mostraron que no existe correlación para ninguna de las especies, lo que concuerda con Xu

et al. (2017) que no encontró diferencias significativas entre la cantidad de MP y la intensidad de la lluvia, en un experimento controlado. Sin embargo, estos resultados no concuerdan con los obtenidos por Wang et al. (2015) que informaron de una relación entre la cantidad de MP arrastrado y la cantidad de agua caída, y que una mayor precipitación podría eliminar más MP de la superficie de la hoja.

Se aplicó la ecuación de biomasa foliar (Cuadro 3), para calcular los kg de MP eliminado hacia el suelo o depositado sobre las hojas por la lluvia, para las especies *Q. saponaria* y *S. molle*, considerando los mismos valores para DAP y Ht indicados en el punto V.1. Para la especie *C. alba* no se encontró modelo para el cálculo de biomasa foliar.

La Figura 7 muestra las cantidades de MP retirado de las hojas o depositado sobre ellas, expresado en kg por individuo, por *Q. saponaria* y *S. molle*. La lluvia retira en promedio, de las hojas de *Q. saponaria* y deposita en el suelo del orden de $4,84 \pm 2,2$ kg de MP por individuo en los 5 episodios. En el caso del *S. molle* el efecto de la lluvia en promedio, retira de las hojas $0,38 \pm 0,18$ kg de MP/individuo (episodios 3 y 5, respectivamente) y acumula en las hojas un promedio de $0,21 \pm 0,17$ kg/individuo para los episodios 1, 2 y 4.

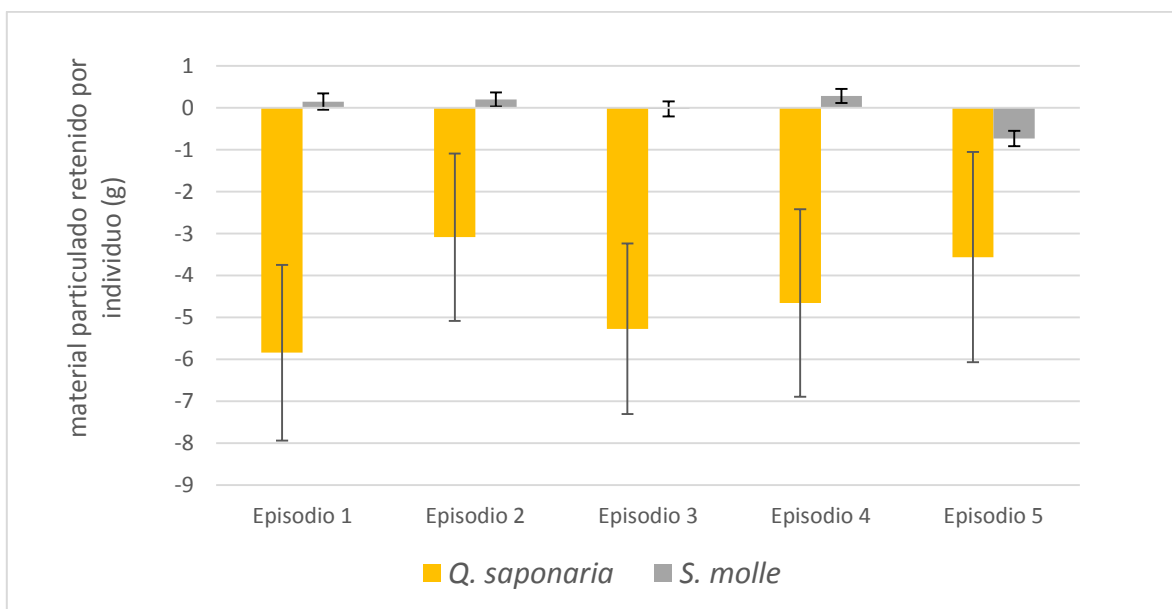


Figura 7: Material particulado eliminado/incrementado expresado en kg por individuo, por las especies *Q. saponaria* y *S. molle*.

V.3. Análisis elemental del material particulado

Se cuantificaron 16 elementos (Li, Be, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Se, Mo, Ag, Sn, Sb y Pb) en el MP capturado a nivel de hojas, para las cinco especies a través del tiempo. La Figura 8 muestra la concentración elemental en el eje Y, la variación de la concentración a través del tiempo en el eje X y las distintas especies en el eje Z. Los resultados muestran que es posible clasificar las concentraciones elementales, al menos en tres rangos definidos: los elementos mayores (Fe) con concentraciones del orden de 10^2 g/kg de MP. Los elementos menores (Li, V, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Sn, Sb) con concentraciones en el orden de décimas a decenas de gramos de elementos por kg de MP. Los elementos traza (Be, Se, Ag) con concentraciones a nivel traza de mg/kg de MP. Se observa que la especie *P. cerasífera* muestra en general las mayores concentraciones elementales, al igual que mayores concentraciones de MP (Figura 4). Nótese la presencia constante de Li, elemento que no había sido informado anteriormente, no al menos en el MP colectado, ni sobre las hojas, ni en el aire del Campus Eloísa Díaz. Canepari et al., 2013 informan para el estacionamiento de la Universidad de La Sapienza en Roma, la presencia de los elementos alcalinos y alcalino-térreos en la fracción soluble del MP o en la fracción muy fina, nano partículas.

La figura 1 del anexo muestra, en detalle para cada especie, las concentraciones elementales de 14 elementos, a nivel de hojas. No se incluyen Be y Ag por encontrarse a nivel de trazas.

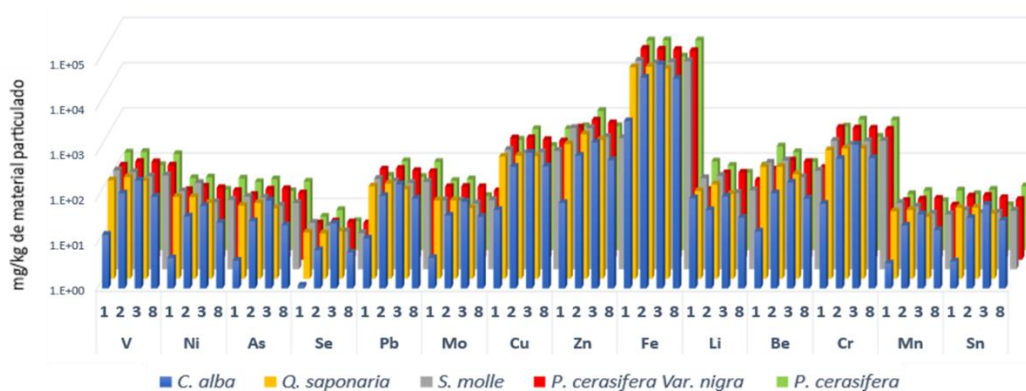


Figura 8: Concentraciones elementales, expresadas en mg/kg de MP retenido a través del tiempo por *C. alba*, *Q. saponaria*, *S. molle*, *P. cerasifera* var. *Nigra* y *P. cerasifera*.

La Figura 9 muestra sólo los elementos Fe, Zn, Cu, V, Ni y Pb, atribuidos por diferentes autores a los vehículos motorizados como fuente de contaminación del aire (Machado et al., 2008; Almeida et al., 2017). En menores concentraciones aparecen Mo, As y Se, los que

están asociados a la minería del cobre. Por su parte, Canepari et al. (2013) informan Pb, Sb, Sn, Cd, V y As como provenientes de fuentes de combustión, en un entorno urbano similar al estudiado en esta tesis. Hay que considerar, además, que Fe y Cu tienen otras fuentes importantes asociadas, además de las indicadas, por ejemplo, Fe proveniente de la corteza terrestre y ha sido cuantificado en el polvo resuspendido por el tráfico vehicular y de personas y por cierto Cu como proveniente de la minería del cobre e impactando en el sitio de muestreo de esta tesis (Fuentealba, 2014). Los metales pesados Cu, Pb, Zn, As, Cr y Cd suelen asociarse a los contaminantes de los relaves, pero solo el Cu es el que se presenta en las mayores concentraciones (Zhao et al., 2023).

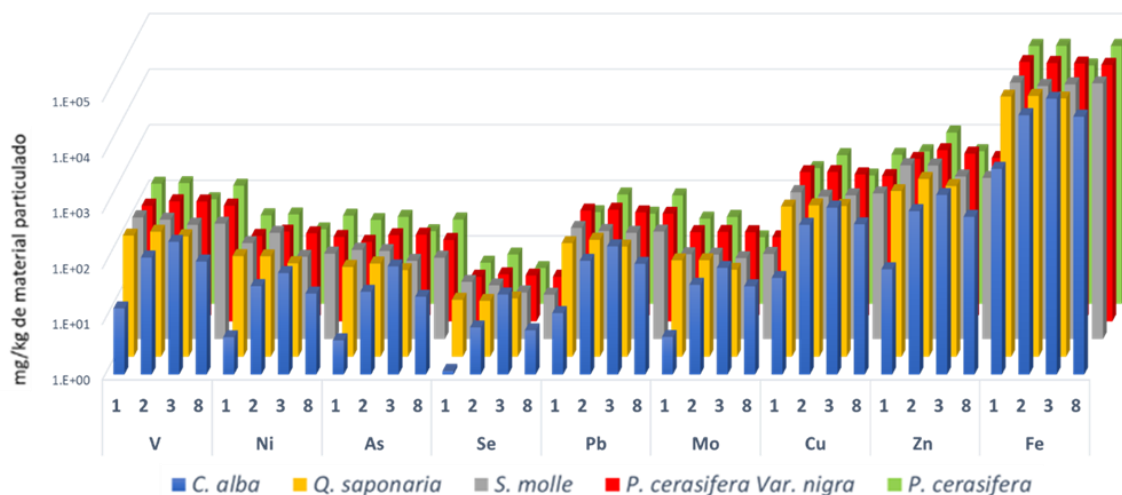


Figura 9: Concentraciones elementales, expresadas en mg/kg de MP (escala logarítmica) retenido a través del tiempo por *C. alba*, *Q. saponaria*, *S. molle*, *P. cerasifera* var. *nigra* y *P. cerasifera*.

V.4. Efecto de la lluvia sobre las concentraciones elementales en el material particulado

La Figura 10 muestra las concentraciones elementales, expresadas en mg de elemento por kg de MP arrastrados por la lluvia desde las hojas de *S. molle* y depositados en el suelo circundante. Se observa un diverso comportamiento según el episodio de lluvia. Elementos comunes cuyas concentraciones disminuyen en cada uno de los 5 episodios son: Cu y Mo; los elementos arrastrados en los episodios 1, 2, 3 y 5 son Li, Mn, As, Zn, Sn y Pb. Los elementos arrastrados en los episodios 1, 3, 4 y 5 son V, Cr, Fe, Ni y Se. Nótese que en el

episodio 5 los elementos Be y Ag aparecen en cantidades cuantificables y arrastradas por la lluvia. Por otra parte, la Figura 11 muestra el aumento de las concentraciones elementales expresadas en mg de elemento por kg de MP cuantificadas para los episodios 2 y 4. Podemos interpretar que en este caso los elementos son igualmente eliminados de la atmósfera. Respecto del Fe, elemento frecuente y mayoritariamente presente, no fue arrastrado por la lluvia, sino depositado sobre las hojas en el episodio 2, el con menor cantidad de agua caída (12,4 mm).

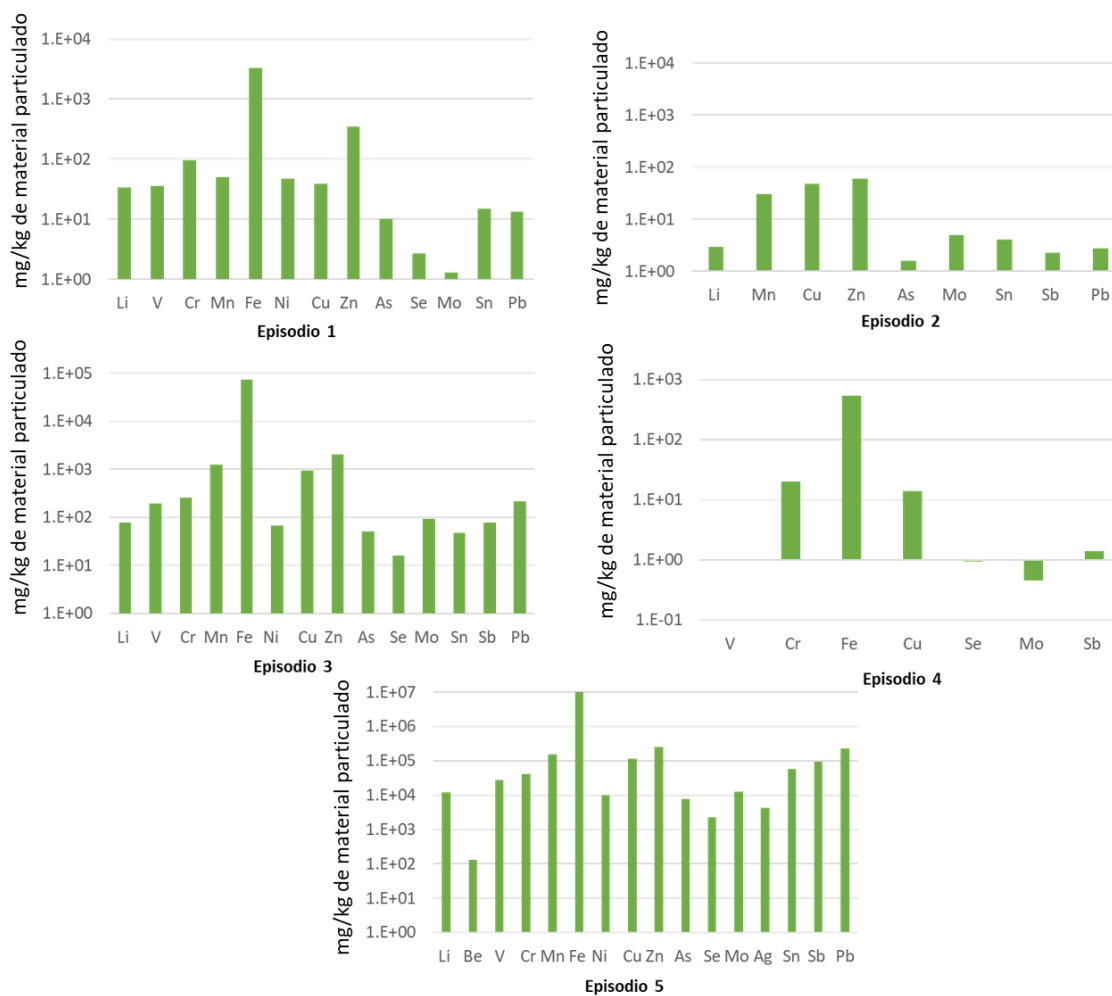


Figura 10: Concentraciones elementales expresadas en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado arrastrado en los 5 episodios de lluvia para la especie *S. molle*.

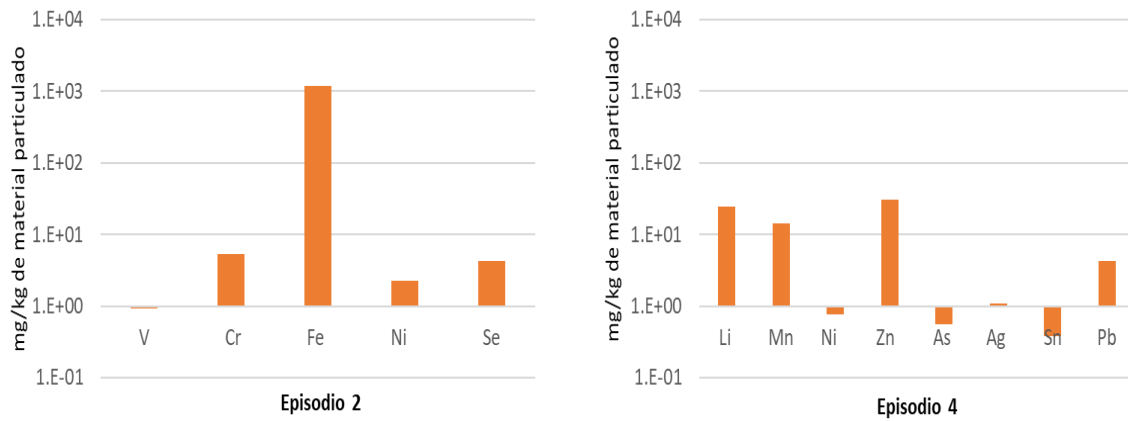


Figura 11: Concentraciones elementales expresadas en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado aumentado en los episodios 2 y 4 de lluvia para la especie *S. molle*.

Las figuras 2 y 3, en el anexo, muestran, respectivamente, las concentraciones elementales arrastradas por la lluvia y depositadas sobre las hojas, eliminadas de la atmósfera por *C. alba*.

La Figura 12 muestra las concentraciones elementales, expresadas en mg de elemento por kg de MP arrastrados por la lluvia desde las hojas de *Q. saponaria* y depositados en el suelo circundante en el episodio 1. Destaca la cantidad de Fe removido de las hojas. La remoción de V no se incluyó en la figura ya que fue sólo de 0,19 mg/kg.

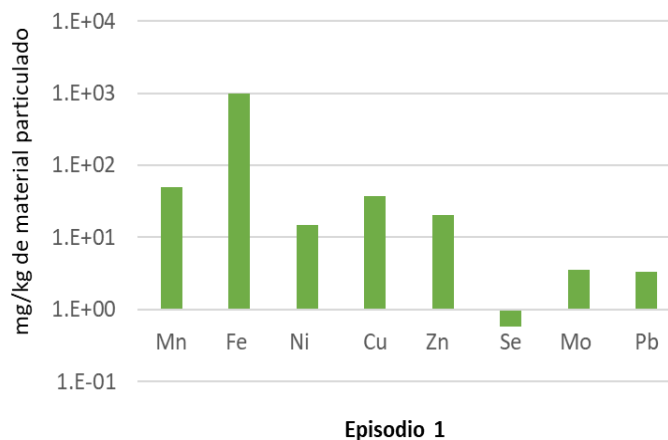


Figura 12: Concentraciones elementales expresadas en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado arrastrado en el episodio 1 de lluvia para la especie *Q. saponaria*.

La Figura 13 muestra las concentraciones elementales, expresadas en mg de elemento por kg de MP depositado sobre las hojas de *Q. saponaria* desde la atmósfera. Elementos que aumentan sus concentraciones en las hojas en todos los episodios de lluvia fueron: Cr, As, Sn, Sb y Pb. Fe, Zn y Se en los episodios 2, 3, 4 y 5; V en los episodios 1, 2, 4 y 5; Mn en los episodios 3, 4 y 5; Cu y Mo en los episodios 2, 3 y 5, y Li en los episodios 1, 3 y 5.

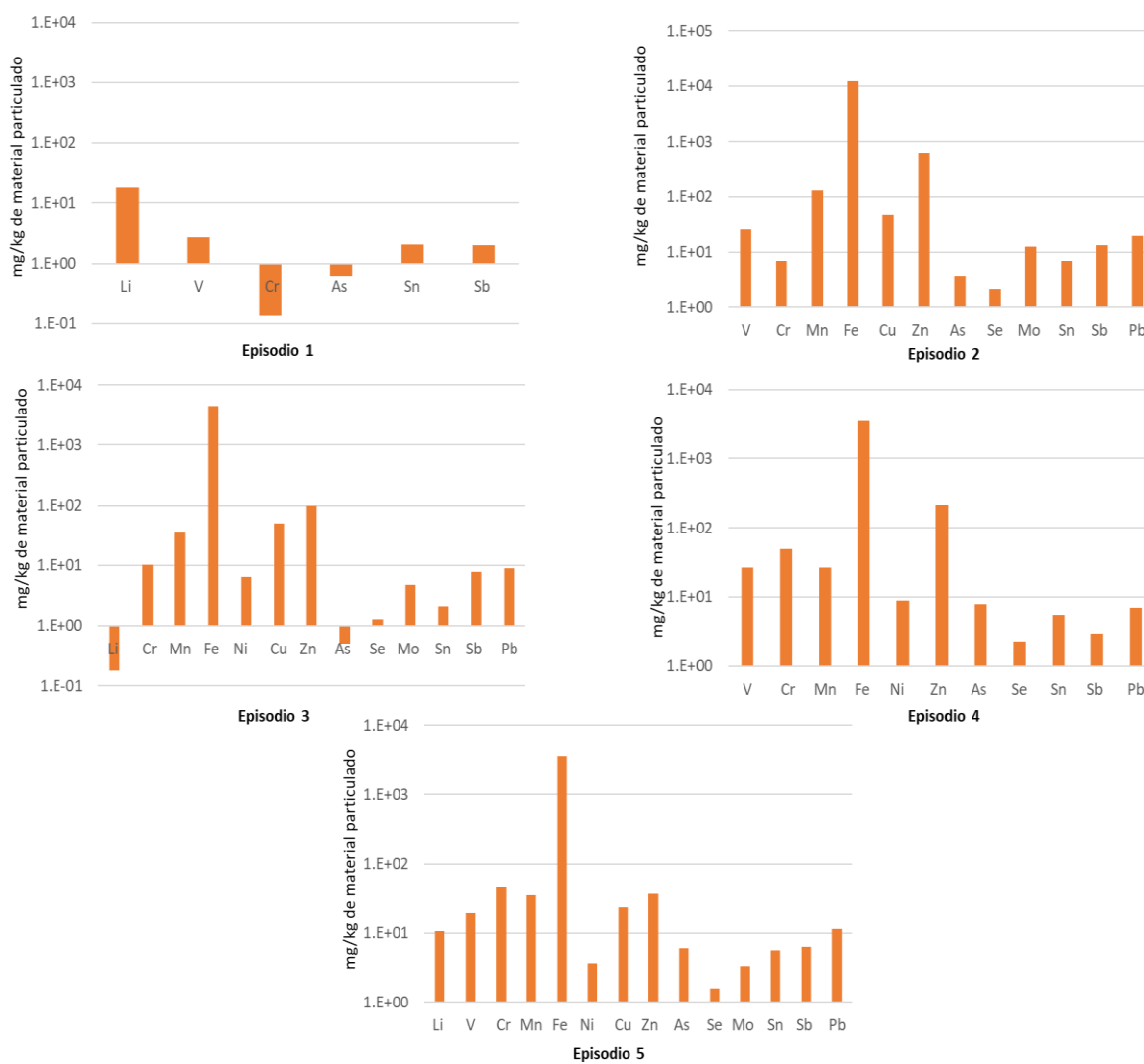


Figura 13: Concentraciones elementales expresadas en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado depositado sobre las hojas de la especie *Q. saponaria*. en los 5 episodios de lluvia.

V.5. Características morfo-anatómicas de las especies estudiadas

La Figura 14 muestra los valores de área foliar, expresadas en cm^2 para las cinco especies estudiadas. *P. cerasifera var. nigra* muestra el mayor valor con $16 \pm 6 \text{ cm}^2$, seguida de *P. cerasifera* con $14 \pm 5 \text{ cm}^2$, siendo dichos valores diferentes, para un intervalo de confianza del 95% para la prueba Kruskal-Wallis. El área foliar de *C. alba* ($9,97 \pm 2,91 \text{ cm}^2$) es estadísticamente diferente que el área foliar de *Q. saponaria* ($5,47 \pm 1,09 \text{ cm}^2$), valor que está en el rango de los informados por Egas et al. (2020) para otros individuos en la ciudad de Santiago. El área foliar para *S. molle*, considerando sólo el foliolo y no la hoja compuesta, la que puede incluir un número variable de foliolos (30 a 50), corresponde a $1,96 \pm 0,47 \text{ cm}^2$, valor que se encuentra en el rango informado por Baldini et al., (2012) y por Kasimala y Kasimala (2012).

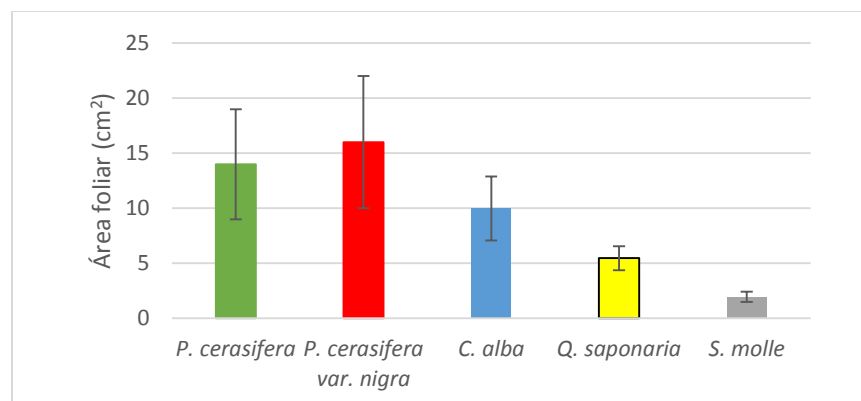


Figura 14. Área foliar promedio, expresada en cm^2 , para las especies *P. cerasifera*, *P. cerasifera var. Nigra*, *C. alba*, *Q. saponaria* y *S. molle*.

La Figura 15, muestra los valores de densidad estomática abaxial, expresada como N° de estomas por mm^2 , con su correspondiente desviación estándar. Esta característica es mayor en *P. cerasifera* (512 ± 212 estomas/ mm^2) que en *P. cerasifera var. nigra* (310 ± 130 estomas/ mm^2) existiendo diferencias estadísticamente significativas entre las variedades, de acuerdo con la prueba Kruskal-Wallis, con una confiabilidad del 95%.

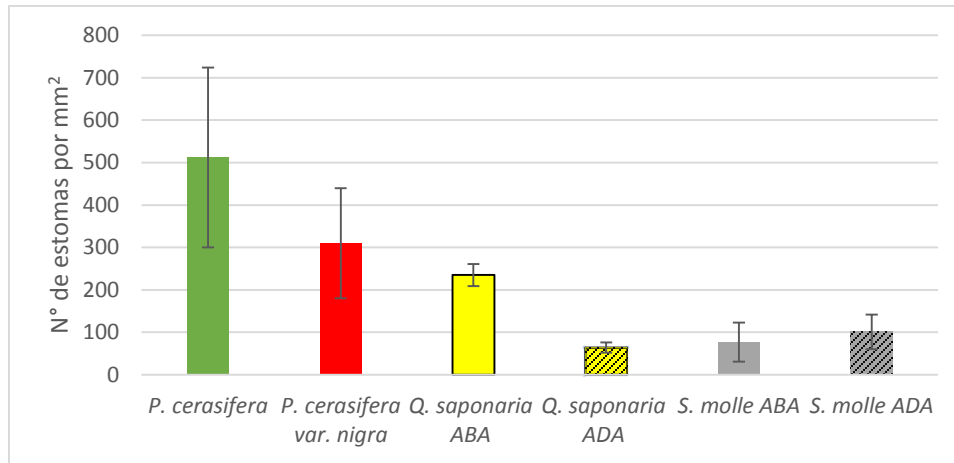


Figura 15. Densidad estomática, expresada en N° estomas/mm² de las especies *P. cerasifera* y *P. cerasifera var. nigra* del lado abaxial, *Q. saponaria* y *S. molle* para los lados abaxial y adaxial.

La Figura 15 y el Cuadro 4 muestran la densidad estomática en sus lados abaxial y adaxial tanto para *Q. saponaria* como para *S. molle*. En el caso de *Q. saponaria* la densidad estomática abaxial es mayor que la adaxial, con diferencias estadísticamente significativas entre ellas (Kruskall-Wallis, con confiabilidad de un 95%); en el caso de *S. molle*, la densidad estomática adaxial es mayor que la abaxial, de acuerdo con el test Kruskall-Wallis con una confiabilidad del 95%.

El Cuadro 4 muestra los valores de densidad estomática promedio con su correspondiente desviación estándar poblacional para las especies *Q. saponaria* y *S. molle* estudiadas en este trabajo, junto con los valores informados por Egas et al. (2018). Los dos individuos de Quillay que se analizan se encuentran dentro del campus Eloísa Díaz distantes entre sí por unos 150 m aproximadamente; no obstante, se trata de un individuo adulto, el estudiado en este trabajo, y de un individuo joven, el estudiado por Egas et al., 2018. En el caso de *S. molle*, se trata del mismo individuo, con una diferencia de 5 años de edad. Los análisis estadísticos Kruskall-Wallis efectuados muestran diferencias estadísticamente significativas para todas las características morfológicas analizadas.

Cuadro 4: Densidad de estomas abaxial y adaxial para las especies *Q. saponaria* y *S. molle*, junto con valores de literatura.

Especie	Densidad de estomas, N° estomas*mm ⁻²		
	Superficie de la hoja	Este trabajo	Egas et al. 2018
<i>Q. saponaria</i>	ABAXIAL	235 ± 26	152 ± 4.32
<i>Q. saponaria</i>	ADAXIAL	64 ± 12	6.67 ± 3.3
<i>S. molle</i>	ABAXIAL	77 ± 46	125.3 ± 8.7
<i>S. molle</i>	ADAXIAL	101 ± 41	78.3 ± 7.7

Las Figura 16 y Figura 17 muestran, respectivamente, los valores de siete características morfo-anatómicas de los tres individuos de la especie *Q. saponaria* estudiados: Quillay facultad (individuo adulto en entorno urbano), Quillay antiguo (individuo viejo en entorno rural), Quillay blanco (individuo adulto en entorno rural). Se realizó test de Kruskal-Wallis para cada una de las características anatómicas entre los individuos. Los largos de los estomas abaxiales corresponden a $12,43 \pm 2,2 \mu\text{m}$, $21,93 \pm 2,89 \mu\text{m}$ y $26,51 \pm 4,9 \mu\text{m}$, respectivamente para Quillay facultad, Quillay antiguo y Quillay blanco. En el caso de los largos de las estomas adaxiales los valores determinados fueron $25,45 \pm 3,07 \mu\text{m}$, $23,63 \pm 2,31 \mu\text{m}$ y $19,51 \pm 3,66 \mu\text{m}$, respectivamente para Quillay facultad, Quillay antiguo y Quillay blanco. Los resultados mostraron que existen diferencias significativas para cada una de las características evaluadas y representadas en la Figura 16: largo de estoma abaxial (lila), largo de estoma adaxial (lila achurada), con un valor de p-value igual a 1×10^{-22} y $1,3 \times 10^{-8}$, respectivamente, para un α de 0,05; anchos de estoma: abaxial (celeste) con valores de $17,93 \pm 2,23 \mu\text{m}$, $15,63 \pm 2,63 \mu\text{m}$ y $21,82 \pm 4,07 \mu\text{m}$, y adaxial (celeste achurado) con valores de $16,62 \pm 2,82 \mu\text{m}$, $16,09 \pm 2,28 \mu\text{m}$ y $11,93 \pm 2,90 \mu\text{m}$, respectivamente para Quillay facultad, Quillay antiguo y Quillay blanco, con valores de p-value de $4,7 \times 10^{-43}$ y $2,73 \times 10^{-20}$, respectivamente, para un α de 0,05.

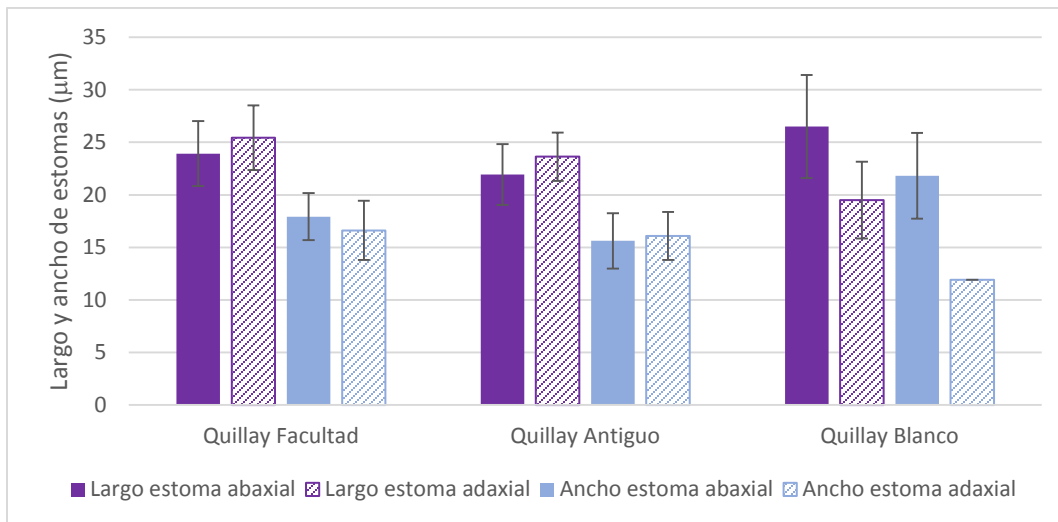


Figura 16: Características estomáticas promedio de largo de estoma abaxial, largo de estoma adaxial, ancho de estoma abaxial y ancho de estoma adaxial, expresadas en μm , para tres individuos de la especie *Q. saponaria* en distintas condiciones ambientales

En la Figura 17 se encuentran representados los valores determinados de la superficie foliar (azul): $5,47 \pm 1,09 \text{ cm}^2$, $4,84 \pm 1,58 \text{ cm}^2$ y $6,41 \pm 2,61 \text{ cm}^2$, respectivamente para Quillay facultad, Quillay antiguo y Quillay blanco. El análisis estadístico mediante el test Kruskal-Wallis, indica que existen diferencias significativas con un valor de p-value de $2,26 \times 10^{-6}$

respectivamente, para un α de 0,05. Para la densidad de estomas abaxial (dorado) los valores determinados fueron $235 \pm 26 \text{ cm}^2$, $48,07 \pm 21,63 \text{ cm}^2$ y $320 \pm 165 \text{ cm}^2$ y para la densidad de estomas adaxial (dorado achurado) los valores determinados fueron $64 \pm 12 \text{ cm}^2$, $70,34 \pm 16,91 \text{ cm}^2$ y $114 \pm 53 \text{ cm}^2$, respectivamente para Quillay facultad, Quillay antiguo y Quillay blanco. El análisis estadístico Kruskal-Wallis muestra que existen diferencias significativas con valores de p-value $1,54 \times 10^{-9}$ y $0,434$ respectivamente, para un α de 0,05

Como se indicó anteriormente (sección V.5), *C. alba*, posee estomas sólo por el lado abaxial que no se pudieron visualizar con la técnica de microscopía electrónica utilizada. Existe el antecedente informado por (Gotor, 2008) de que la densidad estomática de la *C. alba* varía entre 614 y 692 de acuerdo a la exposición al sol, con un promedio de 650 estomas/mm^2 , que son valores muy superiores a los encontrados para los diferentes individuos de *Q. saponaria* estudiados en esta tesis y ciertamente de *S. molle*.

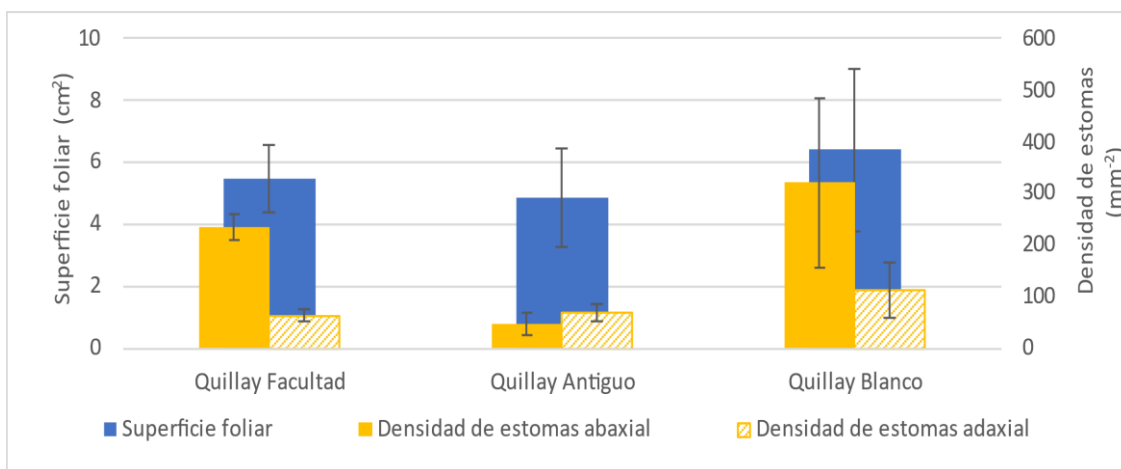


Figura 17. Superficie foliar y densidad de estomas promedio para tres individuos de la especie *Q. saponaria* en distintas condiciones ambientales.

V.6. Emisiones de compuestos orgánicos volátiles biogénicos

El Cuadro 5: Factor de emisión (EF) expresado en microgramos por gramo de hoja seca por hora ($\mu\text{g g}^{-1}\text{hs h}^{-1}$) por individuo de las especies y *P. cerasifera* var. Cuadro 5 muestra los valores de factores de emisión (FE) obtenidos de la literatura (Farías et al., 2022), el modelo de Dobbs, (2004) para transformar las emisiones a nivel de hojas a nivel individuo y la información de biomasa entregada por A. Tagle (comunicación personal).

Cuadro 5: Factor de emisión (EF) expresado en microgramos por gramo de hoja seca por hora ($\mu\text{g g}^{-1}\text{hs h}^{-1}$) por individuo de las especies y *P. cerasifera* var. *nigra*, *P. cerasifera*, *Q. saponaria*, *S. molle* y *C. alba*

Especie	FE ($\mu\text{g g}^{-1}\text{hs h}^{-1}$)	FE*BF ($\text{g}^* \mu\text{g g}^{-1}\text{hs h}^{-1}$)
<i>P. cerasifera</i> var. <i>nigra</i>	$22,06 \pm 15,2$	13944
<i>P. cerasifera</i>	$5,3 \pm 4,8$	-#
<i>Q. saponaria</i>	$0,48 \pm 0,1$	1054
<i>S. molle</i>	$3,14 \pm 1,5$	517
<i>C. alba</i>	$2,03 \pm 0,07$	-

No se encontró modelo para pasar de hoja a individuo

Los resultados muestran una variación en las relaciones entre las especies cuando se transportan los valores de las emisiones del nivel hojas al nivel individuo. *P. cerasifera* var *nigra* emite a nivel de hojas casi 46 veces más que *Q. saponaria*; a nivel individuo la relación es de alrededor de 13 veces más COVB. En el caso de *S. molle* la emisión de COVB de *P. cerasifera* var *nigra* es de 7 veces mayor a nivel de hojas, pero 27 veces mayor a nivel de individuo, con el consecuente impacto en la química atmosférica.

VI. Discusión

Una razón importante para seleccionar las cinco especies que se estudiaron en esta tesis, es que todas ellas, nativas y exóticas, estaban sometidas prácticamente a las mismas condiciones ambientales (abióticas), esto es cuidado (riego, poda, etc) e impacto de fuentes de contaminantes.

Los resultados obtenidos se estructuraron a nivel de las características de la captura o la emisión de ciertos contaminantes de las especies a nivel de hojas. Para que la información obtenida tuviera mayor aplicación a nivel de las autoridades vinculadas a las estrategias y tácticas para mejorar la calidad del aire, se ha intentado entregar la información a nivel de los individuos, macro tarea que requiere el conocimiento de otras variables, entre ellas, por ejemplo, el índice de área foliar y/o el de biomasa foliar. En este trabajo se utilizó la biomasa foliar y los modelos validados para las especies que se encontraron en la literatura. Se intentó ampliar el rango de los modelos existentes para usarlos en otras especies: *P. cerasifera* y *C. alba*, para lo cual se amplió el estudio inicial a las características estomáticas de todas las especies estudiadas. Lamentablemente, la información bibliográfica científica relativa a los modelos es escasa respecto de *P. cerasifera* y orientada básicamente al cultivo y producción comercial de sus frutos (Bandeira et al., 2017) e inexistente en el caso de *C. alba*.

Las dos especies de *prunus* estudiados (*P. cerasifera* y *P. cerasifera* var. *nigra*) mostraron un comportamiento diferente en su forma de capturar el MP. *P. cerasifera* var. *nigra* (ciruelo rojo) capturó más del doble de MP que *P. cerasifera* (ciruelo verde) en un comienzo ($16,9 \pm 0,5$ mg/g_{hs} versus $6,35 \pm 0,36$ mg/g_{hs}, respectivamente), aunque cerca del momento de perder los follajes la diferencia entre las cantidades de MP fue sólo del 36,2% mayor para *P. cerasifera* var. *nigra* ($19,24 \pm 0,75$ mg/g_{hs}). Para poder informar la captura a nivel de individuo, en la literatura sólo se encontró el modelo para la *P. cerasifera* var. *nigra* (Dobbs, 2004). Para probar si dicho modelo podía aplicarse también al ciruelo verde, se estudiaron algunas características de ambas variedades tales como área foliar, densidad estomática y características estomáticas (largo y ancho); los resultados mostraron que todas ellas eran diferentes con significancia estadística. De acuerdo con Bui et al., (2022) y Egas et al., (2020)

la retención de MP puede depender de ciertos rasgos estomáticos. Por esta razón, en este trabajo, la información a nivel del individuo sólo se entrega para *P. cerasífera var. nigra*.

A las 8 semanas de iniciado el experimento, los resultados obtenidos mostraron que *P. cerasífera var. nigra* retenía del orden de $12,2 \pm 0,5$ g/individuo de MP para el período con follaje (primavera-verano). Si se considera que esta especie se encuentra en la infraestructura urbana de las comunas consideradas en un total de 13.318 individuos, principalmente presentes en la comuna de La Reina, se estarían retirando de la atmósfera, en el período primavera-verano del orden de 162,48 kg de material particulado, asumiendo un estado de desarrollo similar para todos los individuos.

Con respecto a la especie nativa *S. molle* los resultados a nivel de hojas mostraron que esta especie captura un 9,04 % más de MP que el ciruelo verde y un 18 % menos que el ciruelo rojo, pero continuará capturando todo el año puesto que no perderá su follaje. Al efectuar el cálculo a nivel de individuo aplicando el modelo de Dobbs (2004) se obtuvo una captura de MP en un promedio del orden de $2,2 \pm 0,1$ kg de MP por individuo a la semana 8, cantidad más o menos constante que continuará capturando todo el año debido a su follaje perennifolio lo que le dará un total aproximado de $13,2 \pm 0,6$ kg/año por individuo. Esta especie también se encuentra frecuentemente en la infraestructura urbana con 1688 individuos, presentes en las comunas consideradas en este estudio, retirando de la atmósfera, incluido el período otoño-invierno, al menos una cantidad de MP del orden de $22,28 \pm 1$ t/año de MP.

Cryptocarya alba y *Quillaja saponaria* son especies nativas de Chile, que forman una buena asociación entre sí para los efectos de la resistencia a la sequía (Baldini et al., 2012; C. Donoso, 1982). Poseen hojas simples de 2 a 5 cm de longitud y de 1 a 2,5 cm de ancho y de 2 a 8 cm de largo por 1 a 5 cm de ancho, respectivamente, de acuerdo a Baldini et al., (2012). El área foliar calculada en este estudio para ellas fue de $9,97 \pm 2,91$ cm² (*C. alba*) y $5,47 \pm 1,09$ cm² (*Q. saponaria*), áreas foliares estadísticamente diferentes. No fue posible el análisis de las características estomáticas de *C. alba*, porque la técnica de análisis utilizada no resultó apropiada. Por tanto, los cálculos para pasar del nivel hojas al nivel individuo sólo se pudieron aplicar a *Q. saponaria*. No obstante, es destacable que *C. alba*, la única especie endémica estudiada, después de la 8ª semana más que duplicó su captura de MP (> 200%) y por ser perennifolia continuará capturando MP durante todo el año.

La *Q. saponaria* inició el proceso de renovación de sus hojas alrededor de fines de marzo-inicios de abril, razón por la cual no fue posible efectuar el último muestreo inicialmente programado (semana 12) por necesitarse hojas bien desarrolladas. Esta especie es la que menos MP captura a nivel de hojas, con valores promedio del orden de 4 mg/g_{hs}; sin embargo, al aplicar el modelo de Dobbs, (2004) para pasar la captura de MP a nivel de individuo es la que entrega los mayores valores, $20,5 \pm 1,4$ kg/individuo, función que cumplirá durante todo el año, capturando alrededor de 122,7 kg/año. Esta especie se encuentra en la infraestructura urbana de las seis comunas con una cantidad de individuos de 1944, con el mayor número de ellos en la comuna de La Reina (1014); así se podrían estar retirando de la atmósfera a lo largo de todo el año, incluyendo el período otoño-invierno (mayor contaminación por MP) al menos una cantidad del orden de $238,53 \pm 16,3$ t/año de MP, con unos $124,42 \pm 8,5$ t/año en la comuna de La Reina.

Con respecto al efecto de la lluvia sobre el MP presente en las hojas de las especies nativas, los resultados muestran que no existe correlación entre la cantidad de MP arrastrado o depositado y la cantidad de mm de agua caída. Una posibilidad de la falta de relación entre los datos puede deberse a que hay factores no considerados en el evento lluvia, tales como intensidad de la lluvia, duración del episodio, temperatura, viento, etc, información de la que, lamentablemente, no se dispone en este momento. De hecho, es contra intuitivo ver que sólo dos de los episodios de lluvia (el 3° y el 5°, 17,6 mm y 17 mm) condujeron a una pérdida más notoria de MP desde las hojas 3,5 mg/g_{hs} y 4,43 mg/g_{hs}, respectivamente para *C. alba* y *S. molle*. En los episodios indicados la lluvia elimina de las hojas de *C. alba* una cantidad de MP del orden del capturado en los otros episodios y retira directamente de la atmósfera una fracción variable de ello. En el caso de *S. molle*, en los otros episodios la lluvia retira directamente de la atmósfera sólo una fracción pequeña de MP. La cantidad total de MP arrastrado al suelo o depositado en las hojas, pero finalmente removido de la atmósfera en los 5 episodios de lluvia estudiados, a nivel de hojas, corresponde a 4,72, 13,57 y 8,43 mg/g_{hs} por *Q. saponaria*, *C. alba* y *S. molle*, respectivamente.

En el caso de *Q. saponaria* el lavado de las hojas es constante y se observa en todos los episodios de lluvia, si bien no hay correlación con la cantidad de agua caída. El total de MP removido de la atmósfera en los 5 episodios corresponde a 22,42 kg/individuo, y deja la

posibilidad de continuar capturando MP sin el peligro de obstruir los estomas, lo que se transformaría en 43,6 toneladas para las comunas estudiadas y 22,7 toneladas para la comuna de La Reina.

Calculando la interacción del MP con el individuo completo de *S. molle* resulta que el pimiento retira de la atmósfera (o deposita sobre sus hojas) $0,15 \pm 0,19$; $0,20 \pm 0,17$ y $0,28 \pm 0,16$ kg de MP en los episodios 1, 2 y 4, respectivamente, lo cual se puede traducir en promedio, en unos $354,5 \pm 292,6$ kg de MP que son eliminados de la atmósfera por esta vía. Por otra parte, a nivel de individuo de *S. molle* se depositan en el suelo $0,02 \pm 0,18$ y $0,73 \pm 0,18$ kg de MP en los episodios 3 y 5 respectivamente, lo cual corresponde en promedio, a unos 633 ± 304 kg de MP, dentro de las comunas consideradas en este estudio.

En el caso de la *C. alba* no existe la información necesaria para poder realizar el cálculo a nivel de individuo, pero a nivel de hojas entrega los mayores valores ($13,57$ mg/g_{hs}) en los 5 episodios, mucho más (alrededor de 3 veces) que lo removido por la *Q. saponaria*.

Por otra parte, el MP capturado por las diferentes especies no sólo es diferente en cuanto a cantidad sino también en cuanto a su composición elemental. En orden de menos a más la captura de elementos pesados a nivel de hojas por las especies (expresado se han considerado aquellos elementos que pueden tener mayor impacto en salud) son *C. alba*, *Q. saponaria*, *S. molle*, *P. cerasifera* var. *nigra* y *P. cerasifera*. Es bastante destacable esta propiedad de *P. cerasifera*. Además, existen diferencias notables entre las concentraciones de los elementos depositados sobre las distintas especies, situación también observada anteriormente en el MP analizado directamente sobre la hoja mediante la técnica PIXE empleando haz externo (M. Préndez et al., 2022). Desde luego, el Fe es el elemento presente en las mayores concentraciones puesto que está presente tanto en el suelo resuspendido como en las emisiones de los vehículos motorizados. También es interesante observar la presencia de As, Se y Mo, elementos asociados a la minería del Cu.

El análisis de las concentraciones elementales del MP arrastrado por las lluvias o depositado desde la atmósfera sobre las hojas muestra una gran variedad de situaciones dependiendo de la especie arbórea, los elementos y el episodio mismo de lluvia. Una consideración muy general es que cada elemento tiene un comportamiento específico en cada episodio de lluvia y en cada especie arbórea. Otra es que distintos elementos pueden ser tanto removidos de las

hojas por la lluvia y depositados en el suelo, y a veces removidos de la atmósfera y depositados sobre las hojas de las especies arbóreas. Como sea, la lluvia siempre actúa como un proceso positivo para mejorar la calidad del aire, ya sea eliminando elementos pesados de la atmósfera o de las hojas, y como sostienen Popek et al. (2019), el lavado del MP es necesario para recuperar la capacidad de las plantas para capturar MP.

Una comparación de las características estomáticas entre los 2 quillayes y el pimiento situados en el campus universitario Eloísa Díaz muestra diferencias estadísticamente significativas en todos los casos, tanto entre los quillayes como respecto de la edad del pimiento. Diferentes factores podrían dar cuenta de estas diferencias, por ejemplo la edad, los árboles adultos poseen una tasa de crecimiento más lenta y menos sensibilidad al clima que los árboles jóvenes (C. Donoso, 1982), y tienen diferentes emisiones de COV (Préndez, et al., 2013). Factores externos que también se han observado corresponden a la contaminación del aire (Bui et al., 2022; Egas et al., 2018, 2020) o a un diferente desarrollo del aparato fotosintético (Préndez et al., 2022; Przybysz et al., 2018) y también al riego (Espinoza et al., 2021; Préndez et al., 2022) y a la biomasa foliar para compensar diferencias de riego (Donoso et al., 2011), o al tipo de suelo, entre otros, todos los cuales pueden afectar al “desarrollo” estomático de cada individuo.

Si bien las especies nativas retiran de la atmósfera menos MP a nivel de hojas, la función la realizan durante todo el año, a diferencia de las especies exóticas que sólo lo hacen durante primavera-verano. No obstante, la situación puede invertirse a nivel de individuo, como ocurrió en algunos de los casos estudiados. Por otra parte, el arbolado urbano actual posee muchos más individuos de especies exóticas que de especies nativas. Una importante estrategia para mejorar la calidad del aire sería, por lo tanto, invertir las proporciones de especies nativas y exóticas, pero conservando siempre la biodiversidad.

La *C. alba* se muestra como una especie muy interesante de continuar estudiando por sus ventajas comparativas a nivel de hojas respecto de la captura de MP ($12,4 \pm 0,30$ mg/g_{hs}) del mismo orden del retenido por el *S. molle* ($15,77 \pm 0,70$ mg/g_{hs}) a la semana 12 del experimento, además de su gran adaptación a los períodos de sequía (Espinoza et al., 2021; Gotor, 2008) y la gran remoción de MP desde sus hojas que produjeron los 5 episodios de lluvia.

Por otra parte, los valores de FE informados en la literatura a nivel de hojas se pudieron transformar a FE a nivel de individuo. Los resultados mostraron que *P. cerasifera var. nigra* emite 13 veces (13944 $\mu\text{g/h}$) más COVB que *Q. saponaria* (1054 $\mu\text{g/h}$). Ello implica además que el índice potencial formador de ozono de *P. cerasifera var. nigra* es aún mayor justamente en la época de las mayores concentraciones de ozono en la ciudad. La situación es aún peor al considerar la gran cantidad de individuos de esta especie presentes en las comunas catastradas.

Al considerar la capacidad de captura de MP y las emisiones de COVB en su conjunto, como indicadores para seleccionar especies óptimas para la construcción de arbolado urbano, *Q. saponaria* captura la mayor cantidad de MP ($20,5 \pm 1,4$ kg/año por individuo) y presenta bajas emisiones de COVB (1054 $\mu\text{g/h}$); *S. molle* captura un poco menos de MP ($13,2 \pm 0,6$ kg/año por individuo) y presenta las menores emisiones de COVB (517 $\mu\text{g/h}$). En contraste *P. cerasifera var. nigra* captura $12,2 \pm 0,5$ kg individuo y emite 13944 $\mu\text{g/h}$ de COVB, esto es 13 veces más que *Q. saponaria* y casi 27 veces más que *S. molle* y además ocurre en el período primavera-verano cuando las concentraciones de MP son menores y las de ozono troposférico mayores, es decir todo lo contrario de lo requerido para contribuir a mejorar la calidad del aire de la ciudad.

Es posible que los valores informados en esta tesis se encuentren un poco sub-cuantificados en términos absolutos, aunque no relativos en la comparación entre las especies, puesto que no se analizó el MP contenido en la cera epicuticular. No obstante, existe información que demuestra que la cantidad de MP acumulado en la superficie de la hoja es superior a la de la cera epicuticular y que ambas cantidades se correlacionan positivamente entre sí (Bui et al., 2022). Por otra parte, para el cálculo a nivel de la población de individuos, se trabajó sólo con la información de los inventarios de las comunas indicadas y no de toda la provincia de Santiago ni de la Región metropolitana. Además, se asumió que todos los individuos catastrados de las especies: *Q. saponaria*, *S. molle* y *P. cerasifera var. nigra*, tenían un estado de desarrollo similar al de los individuos estudiados.

La necesidad de transformar los resultados experimentales obtenidos del nivel de hojas al nivel de individuos es vital. Es necesario trabajar en la búsqueda de modelos y variables que ayuden a transformar los resultados experimentales de las diferentes especies arbóreas, en

particular las nativas y perennifolias y muy particularmente las especies endémicas, para sopesar mejor la mayor importancia de algunas especies sobre otras, sin perder de vista la necesidad de mantener la biodiversidad.

VII. Conclusiones

Los resultados mostrados en esta tesis ayudan a mejorar la comprensión de la compleja interacción entre las plantas, la contaminación por material particulado y la atmósfera al agregar variables morfo-anatómicas de las especies arbóreas, además de la lluvia como otra variable.

Todas las especies arbóreas estudiadas, contribuyen a mejorar la calidad del aire capturando MP y elementos pesados en cantidades que dependen de la especie y de sus características morfo-anatómicas.

La información generada para las cinco especies estudiadas, permite seleccionar a *Q. saponaria* y *S. molle*, como las especies más adecuadas para la construcción de arbolado urbano y descarta completamente a *P. cerasifera var. nigra* como contribuyente a mejorar la calidad del aire de la ciudad.

Se reafirma la hipótesis de que el comportamiento de las especies nativas estudiadas es más adecuado para construir arbolado urbano que las especies exóticas, desde el punto de vista de la utilización de los árboles como útiles herramientas de descontaminación del aire.

La especie endémica *C. alba* mostró ser un aporte positivo a la captura de MP y presenta bajas emisiones de COVB (FE: $2,03 \pm 0,07 \mu\text{g g}^{-1}\text{h}^{-1}$), a nivel de hojas. Pero no se logró determinar su comportamiento a nivel de individuo. Sin embargo, se propone como una especie con positivas potencialidades para la construcción de arbolado urbano, además de ser la única especie endémica estudiada y que la literatura indica forma asociaciones positivas con *Q. saponaria*, especialmente frente al recurso hídrico.

La lluvia es un proceso positivo, particularmente para las especies perennifolias, que contribuyen a recuperar la capacidad de las hojas para aumentar la captura de MP y reducir eventuales efectos fitotóxicos de elementos pesados presentes en el MP acumulado en la

superficie de ellas. Las especies nativas y perennifolias pudieron remover de la atmósfera del orden de 44,2 toneladas de MP en los 5 episodios estudiados.

Existen diferencias estadísticamente significativas entre las características anatómicas de los individuos de la especie *Q. saponaria* en un ambiente urbano y uno rural, así como también entre individuos de edades diferentes. En el caso de *S. molle* se constataron diferencias estadísticamente significativas en las características estomáticas en relación con la edad del individuo.

Combinando el trabajo experimental con información existente en la literatura se pudo cuantificar, la cantidad de MP capturado por la población de tres de las cinco especies estudiadas, elevándose a $423,3 \pm 17,8$ t/año considerando sólo seis comunas (Maipú, La Florida, Recoleta, Vitacura, La Reina y Las Condes) de la Región Metropolitana, e incluyendo sólo las dos especies nativas y perennifolias.

VIII. Referencias

- Alfaro, R., y Sierra, V. (1973). *Absorción foliar de humedad atmosférica y relaciones hídricas de Cryptocarya alba (Mol. Looser; Quillaja saponaria Mol.; Prosopis chilensis (Mol.) Stuntz y Acacia caven Mol* (U. de C. F. de ciencias Forestales (ed.)). <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/1031>
- Almeida, T. S., Sant´Ana, M. O., Cruz, J. M., Tormen, L., Frescura Bascuñan, V. L. A., Azevedo, P. A., Garcia, C. A. B., Alves, J. do P. H., y Araujo, R. G. O. (2017). Characterisation and source identification of the total airborne particulate matter collected in an urban area of Aracaju, Northeast, Brazil. *Environmental Pollution*, 226, 444–451. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.018>
- Atkinson, R. (2000). Atmospheric chemistry of VOCs and NOx. *Atmospheric Environment*, 34(12–14), 2063–2101.
- Baldini, A., Alvarado Ojeda, A., y Guajardo Becchi, F. (2012). *Árboles Urbanos De Chile*. https://www.conaf.cl/cms/editorweb/institucional/Arboles_urbanos_de_Chile-2da_edicion.pdf
- Bandeira, R. V., Cioni, P. L., y Pistelli, L. (2017). Volatile emission of different plant parts and fruit development from Italian cherry plums (*Prunus cerasifera* and *P. cerasifera* ‘Pissardii’). *Biochemical Systematics and Ecology*, 75, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.bse.2017.10.001>
- Barker, K. Cambi, F. Catcott, E.J. Chambers, Leslie. Halliday, E.C. Hasegawa, A. (1961). Air Pollution. In *WORLD HEALTH ORGANIZATION* (Vol. 46, Issue 12). <https://doi.org/10.1021/ac00012a013>
- Brandt, L., Derby Lewis, A., Fahey, R., Scott, L., Darling, L., y Swanston, C. (2016). A framework for adapting urban forests to climate change. *Environmental Science and Policy*, 66, 393–402. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.06.005>
- Brimblecombe, P. (1999). Air Pollution and Health History. *Air Pollution and Health*, 5–18. <https://doi.org/10.1016/b978-012352335-8/50077-6>
- Bui, H. T., Odsuren, U., Kim, S. Y., y Park, B. J. (2022). Particulate Matter Accumulation and Leaf Traits of Ten Woody Species Growing with Different Air Pollution Conditions in Cheongju City, South Korea. *Atmosphere*, 13(9). <https://doi.org/10.3390/atmos13091351>
- Canepari, S., Padella, F., Astolfi, M. L., Marconi, E., y Perrino, C. (2013). Elemental concentration in atmospheric particulate matter: Estimation of nanoparticle contribution. *Aerosol and Air Quality Research*, 13(6), 1619–1629. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2013.03.0081>
- Cassee, F. R., Héroux, M. E., Gerlofs-Nijland, M. E., y Kelly, F. J. (2013). Particulate matter beyond mass: Recent health evidence on the role of fractions, chemical constituents and sources of emission. *Inhalation Toxicology*, 25(14), 802–812. <https://doi.org/10.3109/08958378.2013.850127>

- Chen, H., Xia, D. sheng, Wang, B., Liu, H., y Ma, X. (2022). Pollution monitoring using the leaf-deposited particulates and magnetism of the leaves of 23 plant species in a semi-arid city, Northwest China. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(23), 34898–34911. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16686-1>
- Cifuentes, P., Rodríguez, A., Luengo M., C., y Tapia O., L. (2020). Relación entre contaminación atmosférica y consultas por enfermedades respiratorias en atención primaria de urgencia. *Revista Chilena de Enfermedades Respiratorias*, 36(4), 260–267. <https://doi.org/10.4067/S0717-73482020000400260>
- Corada, K. (2012). Estudio de compuestos orgánicos volátiles biogénicos de especies arbóreas: crecimiento e incidencia en la Química troposférica. En *Universidad de Chile*.
- Corada, K., Woodward, H., Alaraj, H., Collins, C. M., y de Nazelle, A. (2021). A systematic review of the leaf traits considered to contribute to removal of airborne particulate matter pollution in urban areas. *Environmental Pollution*, 269, 116104. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116104>
- Dalmaso, A., Candia, R., y Llera, Y. J. (1997). Vegetation as indicator of pollution through Atmospheric dust. *Multequina*, 6, 91–97.
- DGA. (2022). *Decretos declaración zona de escasez vigentes*. <https://dga.mop.gob.cl/administracionrecursoshidricos/decretosZonasEscasez/Paginas/default.aspx>
- DMC. (2020). Olas de Calor en Chile una nueva metodología para el estudio y monitoreo de los eventos de las altas temperaturas. *Informe Técnico*, 9(1), 1–15. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87566-4><https://doi.org/10.1007/s41748-021-002689><https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.08.007><http://dx.doi.org/10.1038/s41598-01946144><http://dx.doi.org/10.1016/j.biochi.2015.03.025><http://dx.doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.08.007>
- DMC. (2021a). *Monitoreos de Olas de calor*. <https://climatologia.meteochile.gob.cl/application/diario/mapaRecienteOlaDeCalor/>
- DMC. (2021b). *Reporte climático*. <https://climatologia.meteochile.gob.cl/application/publicaciones/documentoPdf/reporteClimatologico/reporteClimatologico-2021.pdf>
- DMC. (2023). *Monitoreo Últimos 90 días*. <https://climatologia.meteochile.gob.cl/application/mensual/olasDeCalorRecientes/330020/2023/01/23>
- Dobbs, C. (2004). *Construcción de modelos de estimación de biomasa y área foliar para diez especies arbóreas urbanas de la ciudad de Santiago*. Universidad De Chile, Facultad De Ciencias Forestales.
- Donoso, C. (1982). Reseña Ecológica De Los Bosques Mediterráneos De Chile. *Bosque*, 4(2), 117–146. <https://doi.org/10.4206/bosque.1982.v4n2-04>
- Donoso, S., Peña, K., Pacheco, C., Luna, G., y Aguirre, A. (2011). Respuesta fisiológica y de crecimiento en plantas de Quillaja saponaria y *Cryptocarya alba* sometidas a

restricción hídrica. *Bosque*, 32(2), 187–195. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002011000200009>

- Dzierzanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Saebø, A., y Gawroński, S. W. (2011). Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species. *International Journal of Phytoremediation*, 13(10), 1037–1046. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.552929>
- Egas, C., Bown, H., Godoy, N., y Hj, H. (2020). *Pollution Induced Leaf Morphoanatomical Changes of Quillaja Saponaria in Pollution Induced Leaf Morphoanatomical Changes of Quillaja saponaria in Santiago , Chile. February 2021.*
- Egas, C., Naulin, P. I., y Préndez, M. (2018). Urban pollution by particulate matter and its effect on morpho-Anatomical characteristics of four tree species in Santiago, Chile. *Informacion Tecnologica*, 29(4), 111–119. <https://doi.org/10.4067/s0718-07642018000400111>
- Escobedo, F. J., Kroeger, T., Wagner, J. E., y et al. (2011). Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2078–2087. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010>
- Escobedo, F. J., Wagner, J. E., Nowak, D. J., De la Maza, C. L., Rodriguez, M., y Crane, D. E. (2008). Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *Journal of Environmental Management*, 86(1), 148–157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.11.029>
- Espinoza, E., Yáñez, M., Magni, C., Martiínez, E., Ovalle, J., y Vaswani, S. (2021). Growth of provenances of *Cryptocarya alba* during water stress and after re-watering in the Nursery. *Scientia Agricola, Table 1.*
- Farías, I., Préndez, M., & Bown, H. E. (2022). Leaf Fluxes of Carbon Dioxide, Methane and Biogenic Volatile Organic Compounds of the Urban Trees *Platanus × acerifolia* and *Schinus molle* in Santiago, Chile. *Atmosphere*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/atmos13020298>
- Fuentealba, R. (2014). *Estudio diurno y nocturno del material particulado MP2,5 y MP10 en la comuna de independencia, Santiago, Chile.* Universidad de Chile.
- Gajbhiye, T., Pandey, S. K., Kim, K. H., Szulejko, J. E., y Prasad, S. (2016). 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.099>
- Gao, T., Liu, F., Wang, Y., Mu, S., y Qiu, L. (2020). Reduction of atmospheric suspended particulate matter concentration and influencing factors of green space in Urban forest park. *Forests*, 11(9). <https://doi.org/10.3390/f11090950>
- 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.* Universidad de Chile.
- Green, J., y Sánchez, S. (2013). La calidad del aire en América Latina: Una visión

- panorámica. *Clean Air Institute*, 1–36. https://www.minambiente.gov.co/images/AsuntosambientalesySectorialyUrbana/pdf/contaminacion_atmosferica/La_Calidad_del_Aire_en_América_Latina.pdf
- 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, and Soil Pollution*, 227(12). <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3124-4>
- Gutierrez, R. (2021). “ *El aporte de los árboles en la contaminación con ozono en las ciudades de Campana y Zárate , Buenos Aires .*” Tecnológica Nacional.
- Heidorn, K. C. (1978). A Chronology of Important Events in the History of Air Pollution Meteorology to 1970. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 59(12), 1589–1597. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1978\)059<1589:acoiei>2.0.co;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1978)059<1589:acoiei>2.0.co;2)
- INE, I. nacional de estadísticas. (2021, September 13). *Conozca cuáles son las comunas 100% urbanas y 100% rurales del país*. <https://www.ine.cl/prensa/detalle-prensa/2021/09/13/conozca-cuales-son-las-comunas-100-urbanas-y-100-rurales-del-pais>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2022). Technical Summary. *The Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, 39–70. <https://doi.org/10.1017/9781009157964.002>
- IPCC a. (2014). Climate Change 2014 Synthesis Report Summary Chapter for Policymakers. In *Ipcc*.
- Kasimala, M. B., y Kasimala, ikshal B. (2012). a Review on Brazilian Pepper Plant: Schinus Molle. *Journal of Atoms and Molecules*, 2(2), 6–13.
- Kelly, F. J., y Fussell, J. C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*, 60, 504–526. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.039>
- Khezri, B., Chan, Y. Y., Tiong, L. Y. D., y Webster, R. D. (2015). Annual air pollution caused by the Hungry Ghost Festival. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 17(9), 1578–1586. <https://doi.org/10.1039/c5em00312a>
- Lapere, R., Menut, L., Mailler, S., y Huneus, N. (2021). Seasonal variation in atmospheric pollutants transport in central Chile: Dynamics and consequences. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(8), 6431–6454. <https://doi.org/10.5194/acp-21-6431-2021>
- Leonard, R. J., McArthur, C., y Hochuli, D. F. (2016). Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations. *Urban Forestry and Urban Greening*, 20, 249–253. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.09.008>
- Liu, Z., Hu, B., Zhang, J., Yu, Y., y Wang, Y. (2016). Characteristics of aerosol size distributions and chemical compositions during wintertime pollution episodes in Beijing. *Atmospheric Research*, 168, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.08.013>
- Machado, A., García, N., García, C., Acosta, L., Córdova, A., Linares, M., Giraldó, D., y

- Velásquez, H. (2008). Contaminación por metales (Pb, Zn, Ni y Cr) en aire, sedimentos viales y suelo en una zona de alto tráfico vehicular. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 24(4), 171–182.
- Márquez, M. I. V. (2021). *Effectiveness of green roofs and walls to mitigate atmospheric particulate matter pollution in a semi-arid climate*. July. <https://repositorio.uc.cl/xmlui/handle/11534/61934>
- Mendes, F. H., Romero, H., y Ferreira da Silva Filho, D. (2020). Adverse climate change caused by the urbanization without environmental planning and assessment in Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 2020(77), 191–210. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022020000300191>
- MMA. (2015). *Glosario de términos - Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire*. <https://sinca.mma.gob.cl/index.php/pagina/index/id/glosario>
- MMA. (2016). Guía de calidad del aire y educación ambiental. *Ministerio Del Medio Ambiente*, 1–103. <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/08/Guia-para-Docentes-Sobre-Calidad-del-Aire-003.pdf>
- MMA. (2020). *Informe del estado del medio ambiente*. “Cap 5; aguas continentales”. <https://infogram.com/5-aguas-continentales-1h8n6mm30qpg6xo>
- MMA. (2021). *Informe del estado del medio ambiente*. “Cap 14; calidad del aire.” <https://sinia.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2021/04/14-calidad-del-aire.pdf>
- Muñoz, D., Aguilar, B., Fuentealba, R., & 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(2017), 617–627. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.047>
- Nerem, R. S., Beckley, B. D., Fasullo, J. T., Hamlington, B. D., Masters, D., y Mitchum, G. T. (2018). Climate-change-driven accelerated sea-level rise detected in the altimeter era. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(9), 2022–2025. <https://doi.org/10.1073/pnas.1717312115>
- Nowak, D. J., Civerolo, K. L., Trivikrama Rao, S., Sistla, G., Luley, C. J., y Crane, D. E. (2000). A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric Environment*, 34(10), 1601–1613. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00394-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00394-5)
- OMS. (2021a). *Salud urbana*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/urban-health>
- OMS. (2021b). WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. In *Lancet* (Vol. 368, Issue 9544). <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>
- ONU. (2016). Dossier de prensa, conferencia de las Naciones Unidas sobre la Vivienda y el Desarrollo Urbano Sostenible. *HABITAT III*, 8.
- Pallozzi, E., Guidolotti, G., Mattioni, M., y Calfapietra, C. (2020). Particulate matter concentrations and fluxes within an urban park in Naples. *Environmental Pollution*, 266,

115134. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115134>

- Popek, R., Haynes, A., Przybysz, A., y Robinson, S. A. (2019). How much does weather matter? Effects of Rain and Wind on PM accumulation by four species of Australian Native Trees. *Atmosphere*, 10(10), 1–14. <https://doi.org/10.3390/atmos10100633>
- Préndez, M., Araya, M., Criollo, C., Egas, C., y et al. (2019). Climas urbanos y contaminación atmosférica en Santiago de Chile. In *EURE (Santiago)* (Vol. 36, Issue 109, pp. 35–62). <https://doi.org/10.4067/s0250-71612010000300002>
- Préndez, M., Carvallo, C., Godoy, N., Egas, C., Aguilar Reyes, B. O., Calzolari, G., Fuentealba, R., Lucarelli, F., y Nava, S. (2022). Magnetic and elemental characterization of the particulate matter deposited on leaves of urban trees in Santiago, Chile. *Environmental Geochemistry and Health*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01367-w>
- Préndez, M., Corada, K., Morales, J., y et al. (2014). Natural organic compounds from the urban forest of the metropolitan region, Chile: Impact on air quality. In *Volatile Organic Compounds: Emission, Pollution and Control* (Issue January, pp. 103–141).
- Préndez, M., Ortiz, J., Garrido, J., Huerta, R., Alvarez, C., y Zolezzi, S. (1982). *Une methode simple pour le traitement des filtres employes dans L'étude des aérosols atmosphériques* (pp. 291–304).
- Préndez, Margarita, Araya, M., Criollo, C., Egas, C., Farias, I., Fuentealba, R., González, E., y et al. (2013). Urban Trees and Their Relationship with Air Pollution by Particulate Matter and Ozone in Santiago, Chile. In C. Henríquez & H. Romero (Eds.), *Urban Climates in Latin America* (1st ed., pp. 167–199). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-97013-4>
- Préndez, Margarita, 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 (Barking, Essex: 1987)*, 183(x), 143–150. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.04.003>
- Préndez, Margarita, Corvalán, R. M., y Cisternas, M. (2007). Estudio preliminar del material particulado de fuentes estacionarias: Aplicación al sistema de compensación de emisiones en la region metropolitana, Chile. *Informacion Tecnologica*, 18(2), 93–103. <https://doi.org/10.4067/s0718-07642007000200015>
- Préndez, Margarita, Peña-Rojas, K., y González, E. (2022). Quillaja saponaria Mol. en un escenario de elevada contaminación atmosférica y bajo dos diferentes condiciones de riego. *Información Tecnológica*, 33(3), 31–42. <https://doi.org/10.4067/s0718-07642022000300031>
- Przybysz, A., Nersisyan, G., y Gawroński, S. W. (2018). Removal of particulate matter and trace elements from ambient air by urban greenery in the winter season. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(1), 473–482. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3628-0>
- Qiu, L., Liu, F., Zhang, X., y Gao, T. (2019). Difference of airborne particulate matter

- concentration in urban space with different green coverage rates in Baoji, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(8), 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph16081465>
- Remaggi, J., Mardones P., C., y Jiménez R., J. (2019). Impacto de la contaminación por material particulado sobre las atenciones de urgencias por causas respiratorias en Chillán, Concepción y Los Ángeles. *Revista Chilena de Enfermedades Respiratorias*, 35(3), 181–190. <https://doi.org/10.4067/s0717-73482019000300181>
- Retamales, H., y Morales, N. (2022). *Arboles de Chile. Taxonomía, ecología y conservación de todas las especies arbóreas nativas de Chile*. Bosque Chileno.
- Rojas-Vallejos, J., Bucarey, C. G. J., Espinoza, M., & Araya-Castillo, L. (2021). The short-term impact of urban air pollution on student achievement. *Desarrollo y Sociedad*, 2021(87), 11–32. <https://doi.org/10.13043/DYS.87.1>
- Rosenkranz, M., Chen, Y., Zhu, P., y Vlot, A. C. (2021). Volatile terpenes – mediators of plant-to-plant communication. *The Plant Journal*, 1–15. <https://doi.org/10.1111/tpj.15453>
- Seinfeld, J. H., Pandis, S. N., y Noone, K. (1998). Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. In *Physics Today* (Vol. 51, Issue 10). <https://doi.org/10.1063/1.882420>
- Sekhar, P. (2019). Evaluation of Selected Plant Species as a Bio-Indicators of Particulate Automobile Pollution using Air Pollution Tolerance Index (APTI) Approach. *International Journal for Research in Applied Science and Engineering Technology*, 7(7), 57–61. <https://doi.org/10.22214/ijraset.2019.7011>
- Selmi, W., Weber, C., Rivière, E., Blond, N., Mehdi, L., y Nowak, D. (2016). Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry and Urban Greening*, 17(2), 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.010>
- SINCA. (2015). *Preguntas frecuentes - Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire*. <https://sinca.mma.gob.cl/index.php/pagina/index/id/faq>
- 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), 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.07.003>
- USACH. (2014). *Actualización del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos en la región metropolitana 2014. Informe final*. 153. https://sustempo.com/website/wp-content/uploads/2015/07/Inventario-de-emisiones-RM_USACH_2014.pdf
- USEPA, U. S. E. P. A. (2004). Air Quality Criteria for Particulate Matter. *Air Quality Criteria for Particulate Matter, II*(United States Environmental Protection Agency), 1148. file:///C:/Users/Laíssa/Downloads/VOL_II_FINAL_PM_AQCD_OCT2004.PDF
- Vásquez, A. E. (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*, 86(63), 63–86.

<https://doi.org/10.4067/s0718-34022016000100005>

- Viecco, M., Vera, S., Jorquera, H., Bustamante, W., Gironás, J., Dobbs, C., y Leiva, E. (2018). Potential of particle matter dry deposition on green roofs and living walls vegetation for mitigating urban atmospheric pollution in semiarid climates. *Sustainability (Switzerland)*, 10(7). <https://doi.org/10.3390/su10072431>
- Wang, H., Shi, H., y Wang, Y. (2015). Effects of weather, time, and pollution level on the amount of particulate matter deposited on leaves of *Ligustrum lucidum*. *Scientific World Journal*, 2015, 9–11. <https://doi.org/10.1155/2015/935942>
- Willis, K. J., y Petrokofsky, G. (2017). The natural capital of city trees. *Science*, 356(6336), 374–376. <https://doi.org/10.1126/science.aam9724>
- Wong, N. H., Tan, C. L., Kolokotsa, D. D., y Takebayashi, H. (2021). Greenery as a mitigation and adaptation strategy to urban heat. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2(3), 166–181. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-00129-5>
- Wróblewska, K., y Jeong, B. R. (2021). Effectiveness of plants and green infrastructure utilization in ambient particulate matter removal. *Environmental Sciences Europe*, 33(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00547-2>
- Xu, L., Yan, Q., Liu, L., He, P., Zhen, Z., Duan, Y., y Jing, Y. (2022). Variations of particulate matter retention by foliage after wind and rain disturbance. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 15(3), 437–447. <https://doi.org/10.1007/s11869-021-01086-8>
- Xu, Xiaodan, Xia, J., Gao, Y., y Zheng, W. (2020). Additional focus on particulate matter wash-off events from leaves is required: A review of studies of urban plants used to reduce airborne particulate matter pollution. *Urban Forestry and Urban Greening*, 48(June 2019), 126559. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126559>
- Xu, Xiaowu, Zhang, Z., Bao, L., Mo, L., Yu, X., Fan, D., y Lun, X. (2017). Influence of rainfall duration and intensity on particulate matter removal from plant leaves. *Science of the Total Environment*, 609, 11–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.141>
- Zhao, P., Chen, J., Liu, T., y Wang, Q. (2023). Heavy metal pollution and risk assessment of tailings in one low-grade copper sulfide mine. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 187.
- Zucchetti, A., Hartmann, N., Alcantara, T., Gonzales, P., Cánepa, M., y Gutierrez, C. (2020). *Infraestructura verde y soluciones basadas en la naturaleza para la adaptación al cambio climático*. https://cdkn.org/wp-content/uploads/2020/09/REPORTE-CIUDADES-VERDES-FINAL-020920_rv_compressed.pdf

Anexo

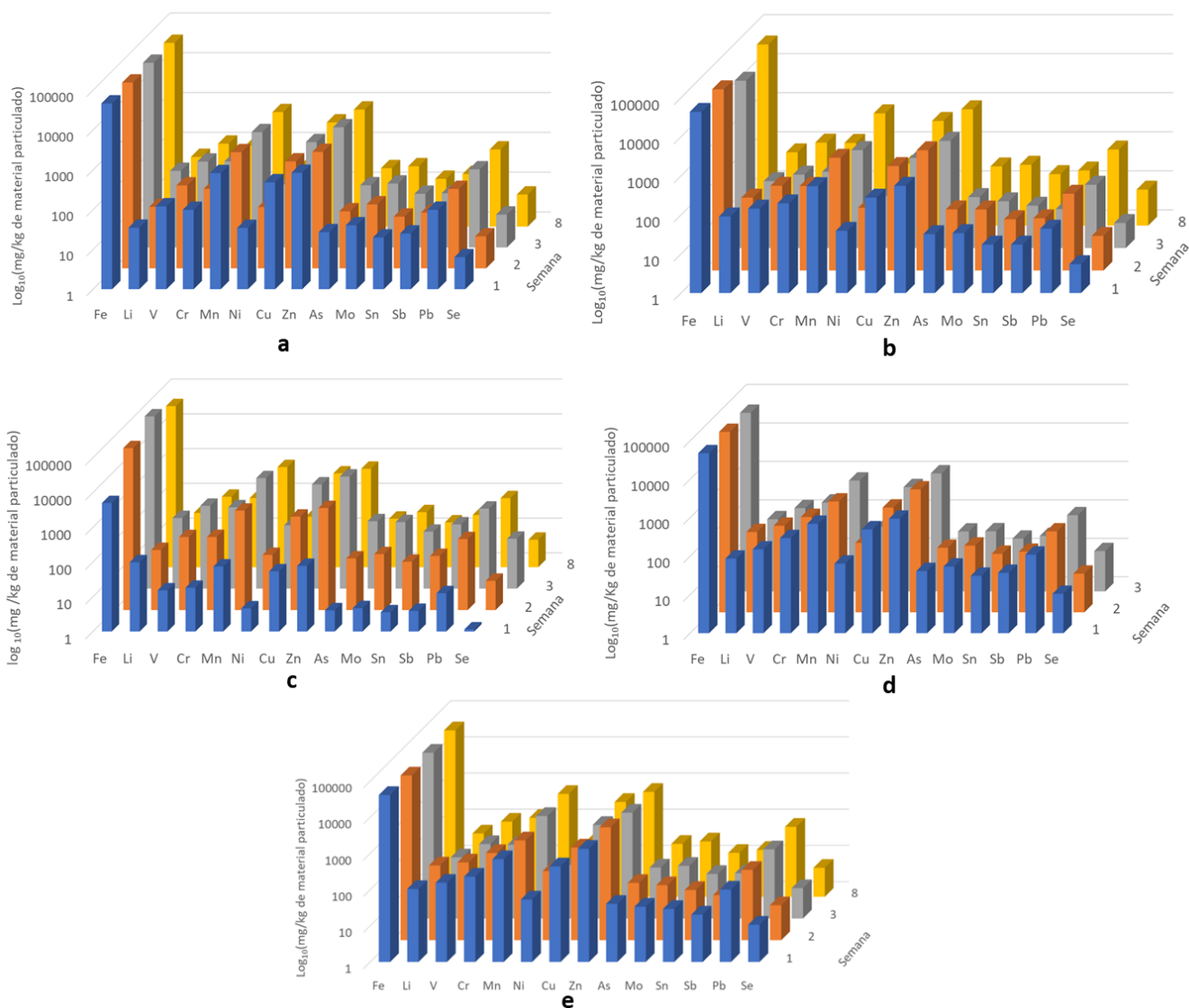


Figura 1: Concentraciones elementales, expresadas en mg/kg de MP retenido a través del tiempo por especie: a) *P. cerasifera var. nigra*, b) *P. cerasifera*, c) *C. saponaria*, d) *Q. saponaria* y e) *S. molle*.

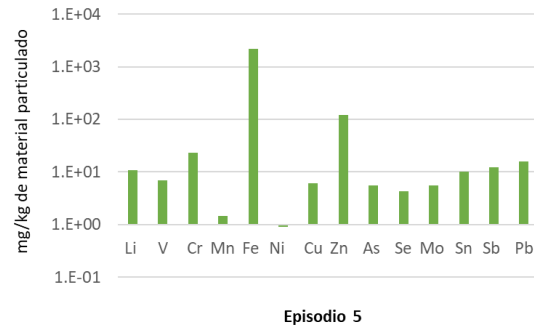
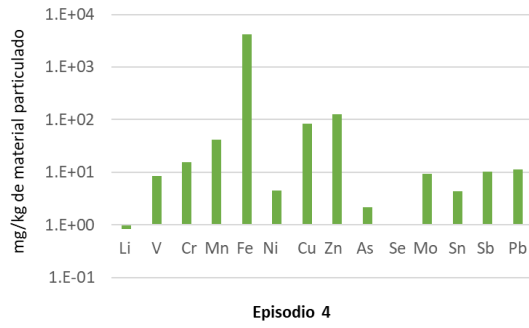
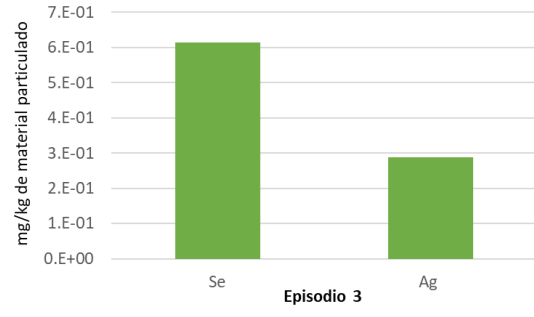
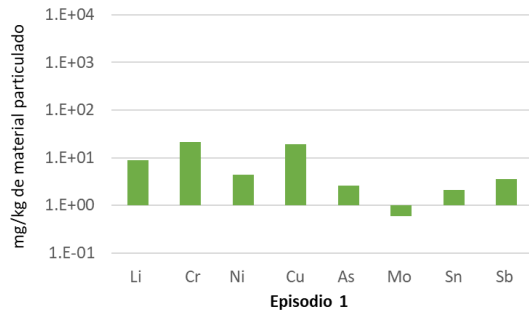


Figura 2: concentraciones elementales en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado arrastrado al suelo en los episodios de lluvia 1, 3, 4 y 5 para la especie *C. alba*.

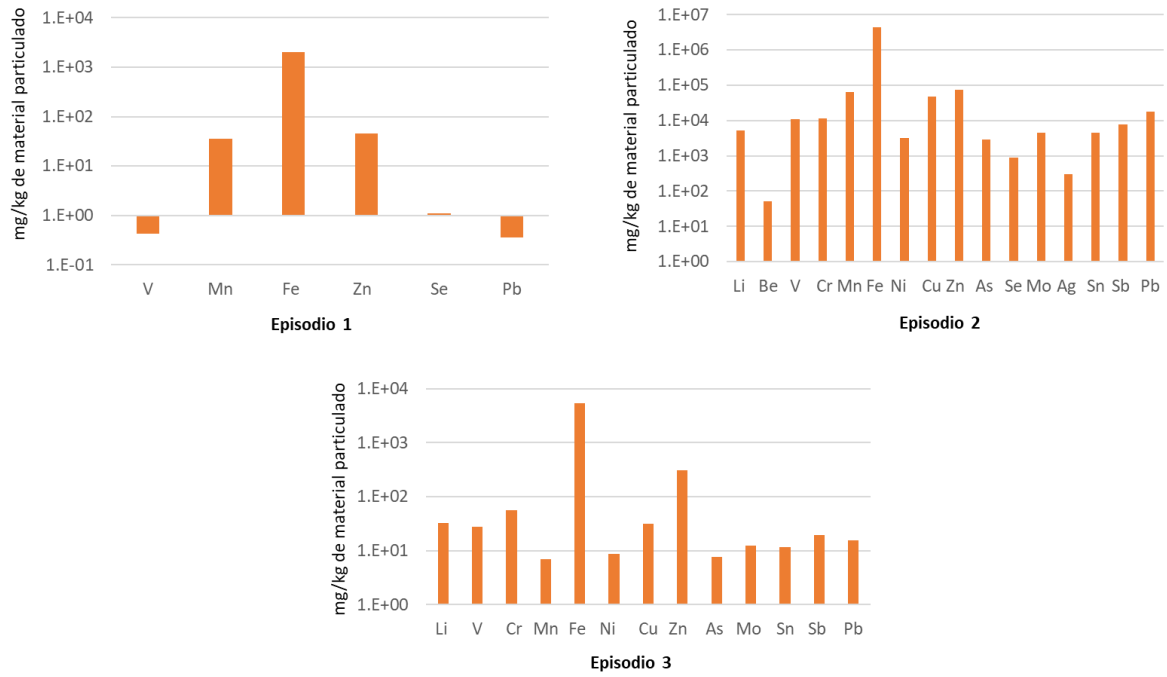


Figura 3: concentraciones elementales en mg/kg (escala logarítmica) de material particulado eliminado de la atmósfera y depositado en las hojas en los episodios de lluvia 1, 2 y 3 para la especie *C. alba*.