



**UNIVERSIDAD DE CHILE  
VICERRECTORIA DE ASUNTOS ACADEMICOS  
DEPARTAMENTO DE POSGRADO Y POSTITULO  
Programa Interfacultades**

**Contribución a las estrategias de descontaminación  
atmosférica, considerando el aporte de Compuestos  
Orgánicos Volátiles Biogénicos emitidos por especies  
arbóreas nativas en la Región Metropolitana**

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

**HUGO ANTONIO PERALTA MIRANDA**

Directora de tesis:  
DRA. MARGARITA PRÉNDEZ BOLIVAR

---

Santiago, Chile

2009



UNIVERSIDAD DE CHILE  
VICERRECTORIA DE ASUNTOS ACADEMICOS  
DEPARTAMENTO DE POSGRADO Y POSTITULO  
Programa Interfacultades

**Contribución a las estrategias de descontaminación  
atmosférica, considerando el aporte de Compuestos  
Orgánicos Volátiles Biogénicos emitidos por especies  
arbóreas nativas en la Región Metropolitana**

**HUGO ANTONIO PERALTA MIRANDA**

*Directora de tesis:*

Prof. Dra. Margarita Préndez B \_\_\_\_\_

**COMISIÓN DE EVALUACIÓN**

**Presidente:**

Prof. M<sup>a</sup> Adriana Carrasco \_\_\_\_\_

**Profesores informantes:**

Prof. Carmen Luz de la Maza \_\_\_\_\_

Prof. Raúl Morales \_\_\_\_\_

---

Santiago, Chile

2009

## INDICE

<b>1</b>	<b>INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>HIPÓTESIS Y OBJETIVOS .....</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>MARCO TEÓRICO .....</b>	<b>4</b>
3.1	ASPECTOS GENERALES.....	4
3.2	BIOSÍNTESIS Y MECANISMOS DE EMISIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES BIOGÉNICOS POR LA VEGETACIÓN. ....	9
3.2.1	Biosíntesis .....	9
3.3	MECANISMOS DE EMISIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES BIOGÉNICOS POR LA VEGETACIÓN. ....	10
3.3.1	Variables abióticas .....	10
3.3.2	Procesos bióticos.....	11
3.3.3	Condiciones físicas de estrés.....	12
3.4	INFLUENCIA DE LOS COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES BIOGÉNICOS EN FENÓMENOS DE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA. ....	13
3.4.1	Efectos del arbolado urbano en descontaminación atmosférica.....	13
3.4.2	Inventario de arbolado urbano en la Región Metropolitana y su aporte a la descontaminación atmosférica.....	15
3.5	FORMACIÓN DE OZONO TROPOSFÉRICO .....	17
3.6	CONTAMINACIÓN POR OZONO EN LA REGIÓN METROPOLITANA, SUS CAUSAS Y EFECTOS ADVERSOS.....	18
3.6.1	Características geográficas de la Región Metropolitana .....	19
3.6.2	Características meteorológicas.....	20
3.6.3	Distribución de ozono y material particulado en la Región Metropolitana .....	21
3.6.4	Efectos del ozono .....	24
3.7	TÉCNICAS DE MEDICIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES BIOGÉNICOS.....	29
3.7.1	Técnicas micro meteorológicas .....	30
3.7.2	Técnicas por trazadores.....	30
3.7.3	Técnicas de encierro .....	30
<b>4</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODO .....</b>	<b>32</b>
4.1	MATERIALES .....	32
4.1.1	Descripción del lugar de muestreo .....	32
4.1.2	Descripción de las especies arbóreas seleccionadas .....	32

<b>4.2</b>	<b>MÉTODO</b> .....	<b>33</b>
4.2.1	Técnica de encierro estático.....	33
4.2.2	Procedimiento de muestreo.....	33
4.2.3	Selección del adsorbente.....	34
<b>4.3</b>	<b>PROCEDIMIENTO ANALÍTICO</b> .....	<b>34</b>
4.3.1	Técnica de desorción térmica.....	34
4.3.2	Análisis mediante GC-FID .....	35
4.3.3	Identificación de los compuestos .....	35
4.3.4	Cuantificación de los compuestos.....	35
<b>4.4</b>	<b>FACTORES DE EMISIÓN</b> .....	<b>36</b>
4.4.1	Cálculo de los factores de emisión .....	36
<b>4.5</b>	<b>MODELACIÓN DE CONCENTRACIONES DE OZONO EN LA REGIÓN METROPOLITANA</b> .....	<b>37</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN GENERAL</b> .....	<b>38</b>
<b>5.1</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	<b>38</b>
5.1.1	Concentraciones de isopreno.....	38
5.1.2	Concentraciones de monoterpenos.....	40
5.1.3	Factores de emisión (FE) Isopreno .....	43
5.1.4	Factores de emisión monoterpenos.....	45
<b>5.2</b>	<b>DISCUSIÓN GENERAL</b> .....	<b>50</b>
5.2.1	Concentración de ozono en la Región Metropolitana.....	50
5.2.2	Emisiones biogénicas como precursoras de ozono .....	51
5.2.3	Gestión del arbolado urbano y su aporte a la descontaminación atmosférica en la Región Metropolitana. ....	53
<b>5.3</b>	<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>55</b>
<b>5.4</b>	<b>RECOMENDACIONES</b> .....	<b>57</b>
<b>6</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>58</b>
<b>ANEXOS</b> .....		<b>67</b>
<b>ANEXO 1</b> .....		<b>68</b>
<b>ANEXO 2</b> .....		<b>69</b>
<b>ANEXO 3</b> .....		<b>73</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura de algunos terpenos.....	8
Figura 2. Esquema formación de ozono troposférico (A), Reacciones de compuestos orgánicos volátiles y producción de ozono troposférico (B).....	17
Figura 3. Direcciones del viento en Santiago a) Invierno - tarde, b) Invierno - noche, c) Verano - tarde y d) Verano – noche. Adaptada de Ulriksen, 1993.....	21
Figura 4. Distribución espacial de las estaciones de monitoreo y contaminantes monitoreados (Fuente: CONAMA, RM).....	22
Figura 5. Concentraciones de ozono ( $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ ) por estación de monitoreo años 2000-2006. A partir de datos de CONAMA RM.....	23
Figura 6. Concentraciones máximas y Percentil 98 en 24 h y concentración MP10 anual entre los años 1997 y 2008. A partir de datos de CONAMA RM.....	24
Figura 7. Efecto del ozono en <i>pinus halepensis</i> (Velissariou, 2003).....	28
Figura 8. Efecto del ozono en <i>pinus sylvestris</i> , Necrosis y clorosis (Munster, 1998).....	28
Figura 9. Esquema del sistema de muestreo.....	33
Figura 10. Concentraciones promedio (n=5 días) de isopreno y su desviación estándar a lo largo del día para peumo y maitén.....	38
Figura 11. Concentraciones promedio (n=5 días) de isopreno y su desviación estándar a lo largo del día para pimientto y espino.....	39
Figura 12. Concentraciones promedio (n=5 días) de isopreno y su desviación estándar a lo largo del día para peumo, pimientto, maitén, espino, olivo, abedul y aroma. Época de primavera.....	40
Figura 13. Concentraciones promedio (n=5 días) de monoterpenos y su desviación estándar a lo largo del día emitidos por peumo.....	41
Figura 14. Concentraciones promedio (n=5 días) de monoterpenos y su desviación estándar a lo largo del día emitidos por pimientto.....	41
Figura 15. Concentraciones promedio (n=5 días) de monoterpenos y su desviación estándar a lo largo del día emitidos por maitén.....	42
Figura 16. Concentraciones promedio (n=5 días) de monoterpenos y su desviación estándar a lo largo del día emitidos por espino .....	43
Figura 17. Factores de emisión de isopreno promedio para maitén, espino, peumo, pimientto, olivo, abedul y aroma.....	45
Figura 18. Factores de emisión de monoterpenos para maitén en función de la temperatura y la Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA).....	47
Figura 19. Factores de emisión de monoterpenos para peumo en función de la temperatura y la Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA).....	48
Figura 20. Factores de emisión de monoterpenos para pimientto en función de la temperatura y la Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA).....	49
Figura 21. Factores de emisión de monoterpenos para espino en función de la temperatura y la Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA).....	49
Figura 22. Concentraciones de ozono ( $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ ) modelada por estación de monitoreo entre los años 2000-2006. A partir de datos de CONAMA RM.....	50

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Red de monitoreo (MACAM II) al año 2008.....	22
Cuadro 2. Pautas de la calidad del aire y valor provisional para el ozono para concentración en 8 horas.....	26
Cuadro 3. Fechas de muestreo de cada especie vegetal, durante el año 2005.....	32
Cuadro 4. Factores de emisión de isopreno normalizados para especies arbóreas nativas y exóticas, expresados en $\mu\text{g}(\text{ghs h})^{-1}$ en primavera.....	44
Cuadro 5. Factores de emisión de monoterpenos para peumo, pimiento, espino, maitén abedul, aramo y olivo en primavera, expresados en $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$ .....	46
Cuadro 6. Tiempos de vida media de algunos COVsB debido a la reacción con $\text{O}_3$ y con los radicales OH y $\text{NO}_3$ .....	53



A Calita Andrea  
Al amor de mi vida, Ceci

## AGRADECIMIENTOS

A mi profesora Margarita Préndez. Gracias por brindarme nuevamente la confianza, por permitirme conocer el mundo, de Europa a la Antártica!!. Gracias por su paciencia, por su generosidad, por su amistad, por todas sus palabras y cariño en los momentos difíciles. Nuevamente... "**L'essentiel est invisible aux yeux.**".

A mi Ceci, por su infinita paciencia, comprensión, amor y empuje para poner fin a esta etapa

A mis papas, por todo su cariño y hacerme sentir día a día su amor y orgullo

A mis tíos, por abrirme una vez más el camino

A mi pequeña Antonia, quien guía con amor y sonrisas mis pasos y a la Sofi a quien esperamos con ansias.

A toda mi familia, hermanos, abuelos, tíos, primos, suegros, cuñados, por nuevamente creer en mí y darme su apoyo durante esta larga travesía.

A mis amigos del Magíster, en especial a Alexia y Alexis, Pablo, Cristian y Jacob por toda su amistad y apoyo.

A mis amigos y compañeros en Francia, Patricia, Alfonso, Saúl, Carlos, Jeremy y muy especialmente al profesor Joël Barrault por sus enseñanzas y confianza en mí.

A mis compañeros de trabajo por su todo su apoyo y amistad, en especial a Andrea Bertoni, Claudia Garcés, Jorge Benavides, Mitchel Mesina y Felipe Pessa.

Al programa Alfa dirigido por la profesora Margarita Préndez por brindarme la posibilidad de ir becado a la Universidad de Poitiers, Francia.

Al Centro Nacional del Medio Ambiente, Universidad de Chile, por el préstamo del equipo de desorción automática que hizo posible parte de la realización experimental de este trabajo.

A los profesores de la comisión evaluadora: M<sup>a</sup> Adriana Carrasco, Carmen Luz de la Maza y Raúl Morales por sus valiosos aportes en el proceso de evaluación.

Al profesor Jaime Hernández de la Facultad de Ciencias Forestales por su aporte en información del Proyecto FONDEF D00I 1078.

Al Departamento de Postgrado y Postítulo de la Universidad de Chile por otorgarme la Beca de financiamiento de tesis de magíster.

Por último quisiera agradecer a todos quienes estuvieron cuando los necesite.

## RESUMEN

El ozono troposférico es un contaminante secundario normado que constituye uno de los grandes problemas de contaminación urbana en Santiago de Chile. Por ello, se han realizado importantes esfuerzos por mitigar la emisión de las especies primarias de origen antrópico (óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles). Sin embargo estas estrategias carecen de una visión sistémica del problema, razón por la cual sus resultados siguen siendo poco alentadores.

En varias ciudades del mundo se ha utilizado la vegetación como parte integral de las herramientas desarrolladas para el mejoramiento ambiental, sin embargo en América Latina son pocos los estudios que han evaluado científicamente el efecto del arbolado urbano en la calidad del aire. Las primeras estrategias de control consideraban solo la identificación de la emisión de compuestos orgánicos volátiles de origen antrópico como parte de los inventarios de emisión. En la actualidad los compuestos orgánicos volátiles de origen biogénico (COVsB) constituyen una parte fundamental de los inventarios de emisión, debido a que forman parte activa de la química de la tropósfera e interactúan con emisiones provenientes de la actividad humana para la formación de oxidantes fotoquímicos, como el ozono.

El objetivo de este trabajo fue calcular, por primera vez, las emisiones de COVsB para algunas especies nativas abundantes en la Región Metropolitana, con el fin de generar información real para la elaboración de nuevos inventarios de emisión contribuyendo así al mejoramiento de las estrategias orientadas a la descontaminación atmosférica haciendo uso de la vegetación urbana.

Las especies nativas estudiadas fueron: peumo, pimienta, espino y maitén. Para el análisis químico se utilizó cromatografía de gases con detector FID, acoplado a un equipo de desorción térmica. Los resultados demuestran que las especies nativas presentan menores factores de emisión que los informados para las especies arbóreas exóticas. Como consecuencia, el potencial formador de ozono de las especies nativas es menor al de las especies exóticas; el isopreno es, en general, la especie química emitida mayoritariamente por todas las especies nativas estudiadas. Además se identificaron y cuantificaron 8 monoterpenos, siendo sólo cuatro de ellos los cuantificados regular y mayoritariamente.

En conclusión, es necesario avanzar en el conocimiento de los factores de emisión de los COVsB de las especies arbóreas urbanas presentes en Chile y considerar el arbolado urbano como una herramienta más de control de la contaminación atmosférica junto con consideraciones ornamentales o estéticas. En este sentido y según lo comprobado, las especies nativas, peumo, pimienta, espino y maitén, serían mejores alternativas que las especies exóticas, para utilizarlas en programas de reforestación urbana.

## SUMMARY

Tropospheric ozone is a standardized secondary pollutant that constitute one of the major problems of urban pollution in Santiago, Chile; therefore, important efforts has been done to mitigate the emission of the primary species of antropogenic origin (oxides of nitrogen and volatile organic compounds). However, these strategies lack of a systematic view of the problem, reason why the results are still not promising.

In several cities of the world the vegetation has been used as an integral part of the tools developed for environmental improvement, however in Latin America are few studies that have scientifically assessed the effect of urban trees in air quality. The first control strategies considered only the identification of the emission of Volatile Organic Compounds from antropogenic sources as part of emission inventories. Today volatile organic compounds of biogenic origin (BVOCs) are an essential part of emission inventories, because these species are an active part of the chemistry of the troposphere and interact with emissions from human activity for the formation of photochemical oxidants, such as ozone.

The aim of this study was to calculate, for the first time BVOCs emissions for some native species abundant in the Metropolitan Area, in order to deliver real information to develop new emission inventories and thus contribute to improved strategies for atmospheric decontamination using urban vegetation. The native species studied were: peumo, pimienta, espino and maitén.

Biogenic VOCs were analyzed by gas chromatography with FID detector coupled to a thermal desorption equipment was used for chemical analysis. The results show that native species have lower emission factors than those reported for exotic tree species. As a result, the ozone forming potential of native species is less than exotic species; isoprene is, in general, the chemical species emitted mainly by all the native species studied. In addition, 8 monoterpenes were identified and quantified, with only four of them regularly and mostly quantified.

In conclusion, it is necessary to advance the knowledge of emission factors of BVOCs urban tree species present in Chile and consider the urban forest as a tool to control the air pollution in addition to the use as an ornamental or esthetic element. In this regard and as noted, native species, peumo, pimienta, espino and maitén would be better alternatives, than exotic species, for use in urban reforestation programs.

## 1 INTRODUCCIÓN

El deterioro de la calidad del aire es el resultado de complejos fenómenos derivados de una pluralidad de causas y efectos asociados, en general, a la actividad humana y a la emisión de contaminantes a la atmósfera.

Teniendo en cuenta sus importantes efectos en la salud y en el medio ambiente, un aire limpio se ha convertido en un objetivo prioritario de la política ambiental y de las estrategias de desarrollo sustentable, ya que es un factor determinante de la calidad de vida y se percibe como una demanda social creciente.

Como consecuencia de las actividades humanas, en particular, la quema de combustibles fósiles, así como también del crecimiento desordenado de las ciudades, se han producido cambios significativos en la composición de la atmósfera que afectan directamente a la salud de las personas y a los ecosistemas.

Enfrentarse al análisis de la contaminación atmosférica en la ciudad de Santiago, significa centrarse en entender una serie de procesos y complejas interacciones que provienen, por una parte, de estudios científicos, y por otra, de la gestión ambiental que se desarrolla fundamentalmente a través de la instauración de normativas jurídicas, programas de control y fiscalización y planes de descontaminación, sumando a estos elementos una sociedad cada día más consciente de los impactos que genera en el ecosistema urbano que los acoge (Morales y Leiva., 2006).

En la actualidad, las elevadas concentraciones de ozono a nivel troposférico urbano constituyen uno de los problemas de contaminación más relevantes en grandes ciudades del mundo incluido Santiago de Chile; por ello, se han realizado importantes esfuerzos con el fin de mitigar este problema, especialmente a través de la reducción de actividades de origen antrópico. Sin embargo, las estrategias de mitigación, carecen de una visión sistémica del medio ambiente urbano lo que se ha traducido en resultados poco alentadores (Préndez et al., 2008).

Las fuentes de emisión de COVsB más importantes son: la vegetación, los océanos y las aguas superficiales continentales, los suelos, los sedimentos, la descomposición microbiana de material orgánico, los depósitos geológicos de hidrocarburos y los volcanes (Fehsenfeld et al.,1992).

En varias ciudades del mundo la vegetación urbana se ha usado como una herramienta para el mejoramiento ambiental. Sin embargo, son pocos los estudios en América Latina que hayan evaluado científicamente el efecto del arbolado urbano sobre la calidad del aire (Escobedo et al., 2004). Existen cuatro grandes vías por las cuales la vegetación urbana afecta la atmósfera y consecuentemente, la calidad del aire (Nowak., 1995): reducción de la temperatura y otros efectos microclimáticos,

remoción de contaminantes atmosféricos y gases de efecto invernadero, emisión de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y efectos energéticos en la construcción.

La vegetación urbana, particularmente el arbolado, ha sido considerada tradicionalmente como zona destinada a la recreación. Sin embargo, el arbolado aporta no sólo un valor estético, sino que puede influir en forma directa o indirecta en la calidad ambiental y el bienestar humano, ya que mejora la calidad del aire, provee sombra y modera la temperatura y el microclima afectando al uso de la energía, disminuye las emisiones de compuestos orgánicos volátiles y a la vez aumenta el valor patrimonial (Escobedo et al., 2008; Nowak et al., 2006) contribuyendo al mejoramiento de la calidad de vida (Alarcón., 2007).

La evaluación ambiental de la cuenca de Santiago evidencia un sistema que se encuentra al límite de su capacidad de carga. La Región Metropolitana concentra casi el 50% de los habitantes del país y se estima que seguirá atrayendo en un 20% las inversiones totales a realizarse en él; esto significa que más personas seguirán emigrando a Santiago y su entorno, lo que se traduciría en una expansión demográfica sin control (Romero y Ordenes., 2001).

La expansión descontrolada de la ciudad trae asociada la modificación de variables claves del medio ambiente urbano tales como: las islas de calor, la humedad relativa y las condiciones de ventilación, elementos que finalmente influyen en el transporte y la concentración de contaminantes y dificultan la sustentabilidad de la ciudad (Romero y Ordenes., 2001)

Las primeras estrategias de control de la contaminación atmosférica desarrolladas consideraron en los modelos de emisión atmosférica sólo a los COVs provenientes de actividades antropogénicas (Sharkey et al., 1995). Posteriormente, se descubrió que procesos naturales tan normales como por ejemplo el aroma de los árboles, estaban constituidos por una mezcla de compuestos de muy alta reactividad en la atmósfera, los que una vez liberados a ella reaccionan con otros compuestos formando parte activa y fundamental de la química de la atmósfera.

El objetivo de esta tesis es caracterizar las emisiones de COVs biogénicos desde el punto de vista químico y obtener factores de emisión de ciertas especies nativas, información relevante para poder completar y complementar la ya existente, acerca de la contribución real de la vegetación urbana, con el fin de contribuir a mejorar las estrategias de descontaminación atmosférica en la Región Metropolitana.

## 2 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

### Hipótesis

Los factores de emisión de compuestos orgánicos volátiles biogénicos dependen de la especie vegetal y de las condiciones ambientales, por lo tanto requieren de su evaluación en las condiciones ambientales reales. Su conocimiento permitiría mejorar los inventarios de emisión existentes y en consecuencia contribuir elaborar mejores estrategias para la descontaminación atmosférica de la Región Metropolitana.

### Objetivo General

Determinar los factores de emisión de compuestos orgánicos volátiles biogénicos para especies arbóreas nativas y estimar su aporte a la descontaminación atmosférica, a fin de mejorar los inventarios de emisión y las estrategias de descontaminación del aire en la Región Metropolitana.

### Objetivos específicos

Identificar y cuantificar mediante técnicas analíticas experimentales de campo y laboratorio, las emisiones biogénicas de compuestos orgánicos volátiles, particularmente isopreno y monoterpenos en las siguientes especies nativas: *Cryptocaria alba* (peumo), *Schinus molle* (pimiento), *Acacia caven* (espino) y *Maytenus boaria* (maitén) en la Región Metropolitana.

Obtener factores de emisión normalizados y caracterizar, con respecto a la temperatura y la radiación fotosintéticamente activa, el nivel de emisión a diferentes horas del día de los compuestos emitidos por dichas especies y su comparación con las especies exóticas: *Betula pendula* (abedul), *Olea europea* (olivo) y *Acacia dealbata* (aromo).

### **3 MARCO TEÓRICO**

#### **3.1 ASPECTOS GENERALES**

El ozono troposférico es un contaminante secundario que se genera mayoritariamente por reacciones en la atmósfera de especies precursoras, principalmente óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) y compuestos orgánicos volátiles (COVs). Algunos COVs son emitidos en grandes cantidades a la atmósfera desde la vegetación, son los llamados COVs biogénicos o COVsB (Seinfeld., 1986; Calogirou et al., 1999; Aschmann et al., 1998).

Los primeros estudios sobre la emisión de compuestos orgánicos por la vegetación fueron realizados en La Unión Soviética entre 1920 y 1930 (Nilov 1928., citado en Isidorov., 1994). Haagen-Smith et al., (1952) sugirieron que grandes cantidades de isopreno y monoterpenos provenían de las hojas de la vegetación. Investigaciones posteriores de Rasmussen and Went., (1965) propusieron por primera vez que dichos compuestos podían jugar un rol significativo en la química de la tropósfera y concentraron posteriormente su trabajo en dilucidar los mecanismos de producción y emisión de isopreno, reconociendo en este compuesto a la especie química de origen biogénico más importante en la tropósfera, en términos de impacto sobre los oxidantes fotoquímicos. A partir de entonces y en los siguientes quince años, sólo unos pocos científicos siguieron estudiando las bases biológicas de estas emisiones.

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norte América (USEPA) reconoció la influencia potencial de las emisiones de los compuestos orgánicos volátiles biogénicos (COVsB) sobre la calidad del aire regional, a fines de los años 70; a principios de los 80 comenzó a apoyar financieramente la realización de programas de investigación para el desarrollo de las primeras estimaciones biogénicas y la incorporación de esquemas más elaborados de oxidación de COVsB a los modelos de fotoquímica atmosférica, por la influencia significativa del isopreno en la predicción de las concentraciones de ozono y monóxido de carbono tanto en áreas rurales como urbanas (Trainer et al., 1987).

El modelo global para la estimación de emisiones de COVs biogénicos realizado por Guenther et al., (1995) muestra las especies químicas agrupadas en cuatro categorías: isopreno, monoterpenos, otros COVs reactivos y otros COVs no reactivos. Las emisiones de la masa foliar se estimaron a partir de la biomasa específica de cada ecosistema, factores de emisión y de los algoritmos que describen la dependencia de las emisiones de la temperatura y de la luz solar. La emisión anual global de los

COVsB se estimó en 1150 Tg C (1 Tg =  $10^{12}$  g), compuesta por: 44% de isopreno, 11% de monoterpenos, 22,5% de otros COVs reactivos y 22,5% de otros COVs no reactivos. Los bosques contribuyen con el 71% de los COVs, los cultivos con el 10% y los matorrales con el 17%; el resto se atribuye a otras fuentes como por ejemplo, los océanos. Por su parte, Velasco (2002) en el inventario de emisiones biogénicas a la atmósfera en la Zona Metropolitana del Valle de México informó que las emisiones de los hidrocarburos emitidos por la vegetación alcanzan a 28.080 t/año.

La Región Metropolitana fue declarada zona saturada para cuatro contaminantes atmosféricos: PTS, PM10, CO y O<sub>3</sub>, y zona latente para NO<sub>2</sub>, mediante D.S: N°131/96 del 12 de junio de 1996 del Ministerio Secretaria General de Gobierno. La norma para ozono establece 120 µg/m<sup>3</sup>N promedio de 8 horas (D.S N°112/02). En esas condiciones, algunas áreas de la Región Metropolitana superan en verano la norma, especialmente en la zona nororiente.

El inventario de emisiones realizado por CONAMA para el año 2000 calculó emisiones de COVsB correspondientes a 9.379 t/año de un total de 80.682 t/año de COVs, lo que corresponde a un 11,62 %. Posteriormente, utilizando el modelo UFORE (FONDEF D0011078., 2004) <sup>1</sup> se estimaron cerca de 3.530 t/año de contaminantes y la emisión de cerca de 823 t/año de COVsB (434 t/año de isopreno y 148 t/año de monoterpenos). En ambos casos los cálculos incluyeron factores de emisión tomados de la literatura y la utilización de valores medios de emisión para familia u orden asimilados taxonómica y ecológicamente.

Los valores para los contaminantes urbanos capturados se pueden desagregar en: 2.240 t/año de MP, 110 t/año de CO, 650 t/año de O<sub>3</sub> troposférico, 250 t/año de NO<sub>2</sub> y 280 t/año de SO<sub>2</sub>. Además, árboles y arbustos capturan anualmente 37.700 toneladas de CO<sub>2</sub>, importante gas de efecto invernadero. Estos valores manifiestan cifras importantes a ser removidas por la vegetación, que traducidos a dineros corresponden a U\$ 44.790 economizados como gastos en salud (FONDEF D0011078., 2004).

En 2007 se presentó la “Actualización del Inventario de Emisiones de Contaminantes Atmosféricos en la Región Metropolitana 2005” y la actualización al escenario 2010 (DICTUC., 2007). Según lo informado, se presentaron mejoras respecto de lo realizado en el año 2000. Las mejoras correspondieron a actualizaciones metodológicas, a mejoras en la información base disponible y a mejoras a nivel de cobertura mediante la incorporación de nuevos tipos de fuentes. En el caso particular de la estimación de emisiones biogénicas, éstas se actualizaron con

---

<sup>1</sup> FONDEF D001 1078, 2004. Directora. Carmen Luz de la Masa, Fac. Cs Forestales, Universidad de Chile.

información disponible del año 2000. Sin embargo, no se entregó información alguna respecto a los valores que corresponderían a la contribución en la emisión total de COVs por parte de las emisiones biogénicas.

De acuerdo a dicha información, las emisiones biogénicas se encuentran consideradas en el ítem "Otras Areales" dentro de las emisiones estacionarias. Para el año 2005 se estimó que estas emisiones representan el 22,43% del total de las fuentes estacionarias y el 18% del total de emisiones estimadas para la Región Metropolitana, esto es considerando fuentes estacionarias y móviles de COVs. Para el escenario 2010 se proyectó que el porcentaje de emisiones de las fuentes areales será un 20,6% del total de fuentes estacionarias y un 17,1% del total de fuentes, estacionarias más móviles, este escenario contempla la totalidad de las medidas incluidas en el cronograma del PPDA al año 2005. Esto representa un 1,8% de disminución en las emisiones proveniente de fuentes estacionarias y un 0,9% del total de fuentes emisoras de COVs (DICTUC., 2007).

Rappenglück (2003), señala que los niveles de COVs en la estación del Parque O'Higgins son más altos que en la estación de Las Condes. En la primera, se observa un máximo de concentración de COVs hacia el medio día, mientras que en Las Condes existe otro máximo de concentración hacia las 14:00 horas, cuando la nube de contaminación urbana llega a ese lugar. En ambos lugares el isopreno como representante de los COVs B muestra las concentraciones más altas en la tarde. Sin embargo, sus valores no sobrepasaron las 900 ppt indicando una actividad de la vegetación relativamente limitada, supuestamente debido a temperaturas moderadas y a la poca cantidad de follaje de la vegetación al inicio de la primavera, época en la cual se realizó el estudio. Los compuestos más importantes fueron propano, eteno, acetileno, tolueno e i-pentano, que no son biogénicos.

Determinaciones realizadas el año 2000, establecieron que los aromáticos son la fracción más importante con un 40%, los alcanos la segunda con no más de un 20% y los alquenos la tercera, mientras que los alquinos y terpenos fueron la fracción más pequeña (Rappenglück., 2000).

Como se mencionó, la Región Metropolitana fue declarada zona latente para NO<sub>2</sub>, esto significa que su concentración si bien es elevada aún no sobrepasa el valor normado. Las concentraciones estimadas para Santiago entre los años 1998 y 2002 se encuentran entre los 17 y 25 ppbv (el valor normado corresponde a 53 ppbv). Según las mediciones realizadas, la concentración del NO<sub>2</sub> presenta un ciclo estacional, con las máximas concentraciones en el periodo invernal, entre los meses de mayo y julio, y las mínimas en los meses de verano. La distribución de NO<sub>2</sub> es similar en todas estaciones de monitoreo; sin embargo, los meses que presentan los

mayores índices se registran en las estaciones de monitoreo ubicadas en los sectores más céntricos de Santiago. En cambio, las estaciones de la periferia, como Pudahuel, presentan índices más bajos (Morales y Leiva., 2006).

Este comportamiento tiene su explicación en la alta actividad fotoquímica que se produce en los meses de verano, además del efecto de variables meteorológicas, entre las cuales están, la altura de la inversión térmica y la velocidad de los vientos, factores que influyen en el transporte de los contaminantes. Estos factores determinan que en los meses de invierno se registren las mayores concentraciones de este contaminante. Los mayores aportes a la emisión de  $\text{NO}_2$  provienen de las fuentes móviles, fundamentalmente vehículos livianos y camiones, con un 69,9%, mientras que las fuentes estacionarias aportan un 30,1%, donde, el 23% corresponde a las emisiones provenientes del sector industrial (DICTUC., 2007).

Por otra parte, las emisiones de MP10 para el año 2005 se estimaron en 4.687,4 t/año y en 3.777,4 para MP2,5 considerando el total de fuentes móviles y estacionarias lo que corresponde a un 1,04% de MP10 y 0,84% MP2,5 del total de emisiones estimadas para la Región Metropolitana. Para el escenario 2010 se estimó un aumento en las emisiones de MP10 y MP2,5 para alcanzar 5.292,3 y 4.240,4 t/año, respectivamente, lo que corresponde a un 1,13% y un 0,91%, respectivamente del total de emisiones consideradas en el inventario de emisiones en los escenarios señalados. (DICTUC., 2007).

Las emisiones de origen antrópico pueden ser controladas por medio de diversos mecanismos, en el caso de Santiago a través del Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana (PPDA). Por su parte, las emisiones biogénicas son más complejas de controlar, pero si deben ser consideradas en los inventarios de emisiones.

Los COVs biogénicos están constituidos por isopreno (2-metil-1,3 butadieno,  $\text{C}_5\text{H}_8$ ), monoterpenos (dos unidades de isopreno), sesquiterpenos (tres unidades de isopreno) y una importante variedad de especies oxigenadas.

Los monoterpenos ( $\text{C}_{10}\text{H}_x$ ) y el isopreno, pertenecen a la clase bioquímica de los isoprenoides o terpenos cuyo esqueleto carbónico característico se compone de una unidad de cinco carbonos (C5).

De acuerdo al número de unidades C5, los terpenos más volátiles son:

- Hemiterpenos (C5), ejemplo: isopreno.
- Monoterpenos (C10), ejemplos:  $\alpha$ -pineno, limoneno, geraniol, mentol.
- Sesquiterpenos (C15), ejemplos:  $\beta$ -cariofileno,  $\beta$ -bisaboleno.

Esta subdivisión es sólo un indicio de la multiplicidad de terpenos presentes en la naturaleza. El monoterpeno básico, ( $\text{C}_{10}\text{H}_{16}$ ), puede orientarse y unirse de muchas

maneras distintas, lo que resulta en una gran diversidad de compuestos. El grupo de los monoterpenos comprende compuestos acíclicos, así como también mono, bi y tricíclicos, y pueden ser solamente hidrocarburos o hidrocarburos oxigenados (ejemplos: linalol, mentol, alcanfor, garaniol).

Esta diferencia en las estructuras les concederá distintas reactividades, las que se encuentran en directa relación con sus tiempos de vida, sus concentraciones y la especie con que reaccionan en la tropósfera (e.g:  $\cdot\text{OH}$ ,  $\text{O}_3$  ó  $\cdot\text{NO}_3$ ).

Los terpenos se caracterizan por ser volátiles, poco solubles en agua, muy reactivos y con fuertes aromas. Los monoterpenos son emitidos desde una gran variedad de especies vegetales como mecanismos de defensa contra insectos y otros herbívoros y como atracción para polinizadores y enemigos naturales de los herbívoros. Se estima además, que la emisión de isopreno beneficia a las plantas aumentando su tolerancia a la temperatura (Heiden et al., 1999, Litvak et al., 1999). La Figura 1 muestra algunas estructuras de terpenos.

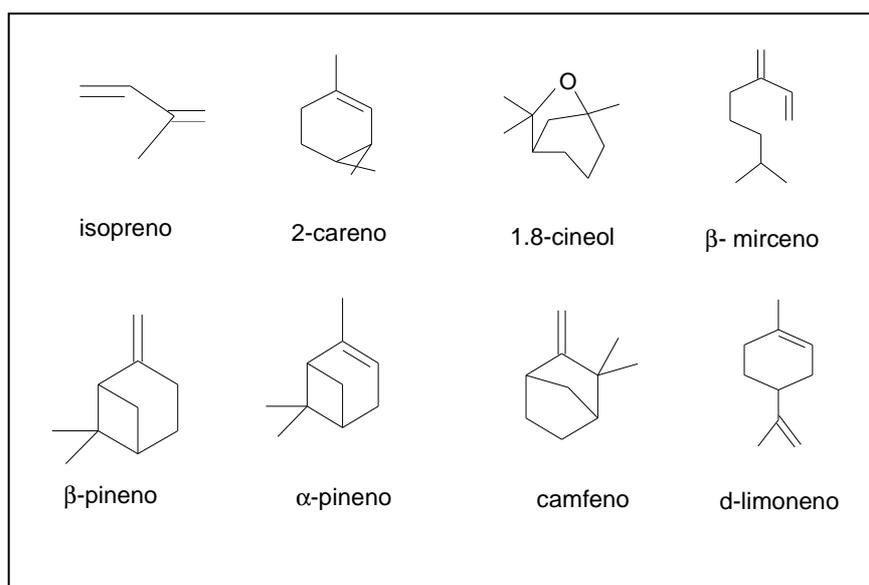


Figura 1. Estructura de algunos terpenos

En tanto que compuestos altamente reactivos, el isopreno y los monoterpenos interactúan en la tropósfera durante el día con el radical hidroxilo ( $\cdot\text{OH}$ ), con ozono ( $\text{O}_3$ ), y con oxígeno triplete ( $\text{O}(^3\text{P})$ ); en la noche lo hacen con especies nitrogenadas, principalmente el radical nitrato ( $\cdot\text{NO}_3$ ) y con  $\text{NO}_2$  (Stockwell et al., 1997; Alvarado et al., 1998) formando ozono como producto final, y como productos intermediarios ácidos carboxílicos y diferentes carbonilos. Muchos de los compuestos secundarios formados tienen propiedades que permiten la formación o crecimiento de aerosoles secundarios.

Estudios realizados en áreas urbanas y rurales en diferentes lugares a escala global han demostrado la naturaleza de las emisiones biogénicas y la variedad de compuestos orgánicos que pueden ser emitidos (Seinfeld., 1997).

### **3.2 BIOSÍNTESIS Y MECANISMOS DE EMISIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES BIOGÉNICOS POR LA VEGETACIÓN.**

#### **3.2.1 Biosíntesis**

Las plantas devuelven a la atmósfera una parte del carbono que asimilan en forma de COVsB, los cuales afectan propiedades físicas y químicas de ella.

Los COVsB son producidos en diversos tejidos vegetales y mediante diferentes rutas fisiológicas. Además del isopreno y terpenos, incluyen alcanos, alcoholes, ésteres, carbonilos y ácidos. Avances recientes en técnicas moleculares y genéticas, junto al desarrollo de instrumentación de apoyo para el muestreo y análisis de COVsB, han contribuido a mejorar nuestro conocimiento sobre su naturaleza y función (Peñuelas and Llusia., 2003).

En el conocimiento actual, el isopreno es el más importante de los COVsB emitidos por los ecosistemas terrestres, representa el 40% del total emitido. El isopreno no alcanza grandes concentraciones en la tropósfera debido a su alta reactividad con los radicales OH. Unos pocos metros por encima de bosques emisores su concentración alcanza entre 1 y 20 ppbv, pero puede alcanzar 10 veces más sobre plantaciones forestales (Zimmerman et al., 1988; Harrison et al., 2001).

Los monoterpenos son emitidos en grandes cantidades por la mayor parte de las especies vegetales de bosques y matorrales (Peñuelas and Llusia., 1999a; Llusia and Peñuelas., 2000). Son oxidados por los radicales OH y tienen una vida media entre 2-3 minutos y varias horas. Por encima de las cubiertas emisoras forestales de coníferas las concentraciones alcanzan entre 0,5 y 1 ppbv.

Muchos tejidos vegetales diferentes producen COVsB mediante diversos procesos fisiológicos, puesto que algunos COVsB pueden actuar como compuestos defensivos contra patógenos y herbívoros (ejemplo: metil salicilato, hexenal o terpenos) y otros (ejemplo metil jasmonato, alquenos, (E)-3-hexeno-1-ol o terpenos) como compuestos químicos de información entre las distintas partes de una misma planta, entre plantas distintas y entre plantas y animales y microorganismos (Farmer and Ryan., 1990, Langenheim., 1994, Peñuelas et al., 1995, Lerdau et al., 1997, Shulaev et al., 1997). Otras posibles funciones de los COVsB como el isopreno y los terpenos son la estabilización y protección de las membranas vegetales contra las altas temperaturas

o la alteración de la floración de las plantas vecinas (Tingey et al., 1991, Sharkey and Singaas 1995., Terry et al., 1995, Loreto et al., 1998a, Peñuelas y Llusà., 2002). Los terpenos pueden incluso estar implicados en el desarrollo de incendios forestales (Owens et al., 1998, Peñuelas., 1996).

Hay una gran variabilidad temporal y espacial de las tasas de emisión de COVsB debida en gran parte a la gran complejidad de factores que las controlan. Las emisiones resultan esencialmente de la difusión de los COVs a través de un gradiente de presión de vapor desde los compartimentos celulares de concentraciones relativamente altas al aire circundante de la hoja donde las concentraciones son relativamente bajas como consecuencia de la alta reactividad y generalmente corta vida de muchos de ellos (Fall., 1999). Las emisiones están controladas por la volatilidad de cada COV y por los factores internos (genéticos y bioquímicos) y externos (abióticos y bióticos) que alteran a corto y largo plazo las concentraciones de COVs en la vegetación, la presión de vapor de ellos y/o la resistencia a su difusión a la atmósfera.

### **3.3 MECANISMOS DE EMISIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES BIOGÉNICOS POR LA VEGETACIÓN.**

La variabilidad existente en la emisión de COVsB por la vegetación es el resultado de complejas interacciones entre la especie vegetal y su entorno. Entre los factores bióticos y abióticos que afectan las emisiones de COVsB y que han sido mayoritariamente estudiados se encuentran:

- Las variables ambientales abióticas como la luz, temperatura y humedad relativa;
- Los procesos fisiológicos propios de la planta (mecanismos de emisión, etapas de desarrollo);
- Las condiciones físicas como el estrés ambiental (mecánico, hídrico o la contaminación del aire).

#### **3.3.1 Variables abióticas**

Entender los procesos bioquímicos y fisiológicos de las plantas dentro de los cuales se lleva a cabo la síntesis de los COVsB, así como los factores que los regulan, ha ayudado al desarrollo de modelos para cuantificar las emisiones biogénicas, principalmente de isopreno y monoterpenos.

A principios de la década de 1990 con la información recabada hasta ese momento, Guenther et al., (1991 y 1993) desarrollaron uno de los modelos más aceptados hasta ahora para describir las emisiones de isopreno y monoterpenos en función de factores ambientales tales como la intensidad de la luz, la humedad relativa y la temperatura. También emplearon aspectos relacionados con el proceso de la fotosíntesis y características fisiológicas de las plantas.

Las emisiones de isopreno dependen principalmente de la luz, dado que presentan una respuesta paralela a la variación de ésta; la intensidad de la luz influye en las emisiones de isopreno y en la actividad fotosintética, si bien no tienen una relación directa (Guenther et al., 1991 y Monson et al., 1992). Las emisiones de isopreno también dependen del régimen de temperatura al cual las hojas han estado expuestas en horas y días previos (Sharkey et al., 1999, Petron et al., 2001).

La vegetación emite monoterpenos de dos maneras (Seufert et al., 1997), la primera, de forma directa a través de los cloroplastos en función de la temperatura y de la luz (Kesselmeier et al., 1996), y la segunda, en función de la temperatura de las hojas, a partir de la volatilización de los monoterpenos acumulados en la savia, lo que depende también de su presión de vapor, del área de la superficie de interfase entre la hoja y el aire, de los aceites monoterpénicos y de la humedad del aire que rodea la hoja (Tingey et al., 1991). La contribución de cada proceso a la emisión total depende de la especie vegetal.

Sharkey and Singsaas (1995) fueron los primeros en proponer que la producción y emisión de los COVsB podrían conferir protección a las plantas frente a las elevadas temperaturas, función de termotolerancia establecida para el isopreno. Después, se comprobó también para los monoterpenos (Loreto et al., 1998). Estudios posteriores no fueron capaces de reproducir estos resultados y obtener claras evidencias del mecanismo de esta protección ante los daños provocados por las elevadas temperaturas.

### **3.3.2 Procesos bióticos**

La capacidad de la vegetación para emitir monoterpenos también depende de aspectos fisiológicos, entre otros de la conductancia estomática y la presión parcial de CO<sub>2</sub> intracelular, la edad del árbol o la hoja y de la humedad relativa (Kim., 2001). Además, es importante el crecimiento de la hoja, durante el cual la intensidad de la emisión de isopreno es menor, en contraste con la fotosíntesis, la cual se desarrolla tan pronto como la hoja se expande.

Peñuelas and Llusà (2002) muestran una posible relación con la fotorespiración, otro proceso fisiológico de las plantas relativamente mal conocido. Los resultados indican que la formación de monoterpenos dependería de la actividad fotorespiratoria y que los monoterpenos reemplazan la fotorespiración en la protección contra las altas temperaturas en condiciones no fotorespiratorias.

Todo ello sugiere que el isopreno y los monoterpenos podrían proteger los tejidos vegetales como secuestradores de las especies del oxígeno reactivo y como estabilizadores de los complejos de protección de las membranas fotosintéticas.

Los procesos fenológicos propios de la planta (floración, producción de brotes y frutos, envejecimiento, inactividad) influyen naturalmente en la emisión, aunque generalmente se relacionan con los efectos estacionales (largo plazo).

Los factores bióticos externos también determinan la emisión de COVsB. Por ejemplo, existe la interferencia intra e interespecífica entre vecinos en la emisión de terpenos entre especies como el pino carrasco y la encina. Las tasas de emisión de COVsB se incrementan cuando el vecino es un pino y no cuando es una encina (Peñuelas and Llusà., 1998).

En la fenología propia de las plantas se encontró que éstas emiten COVs no metánicos, por ejemplo, etileno. Estos compuestos funcionan como hormonas en el desarrollo y crecimiento de la planta, participan en la producción y maduración de los frutos, en la germinación de las semillas, en el desarrollo de las flores y en los procesos de envejecimiento (Abeles et al., 1992).

Las emisiones de isopreno dependen principalmente de la intensidad de la luz, dado que presentan una respuesta paralela a la variación de ésta. La intensidad de la luz influye tanto en las emisiones de isopreno como en la actividad fotosintética.

En un principio se pensó que ambas estaban relacionadas; sin embargo, en estudios posteriores se comprobó que no tienen una relación directa (Guenther et al., 1991 y Monson et al., 1992). Otro factor importante es el crecimiento de la hoja, durante el cual la intensidad de la emisión de isopreno es menor, en contraste con la fotosíntesis, la cual se desarrolla tan pronto como la hoja se expande. Se ha encontrado que las emisiones de isopreno también dependen del régimen de temperatura al que las hojas han estado expuestas en horas y días (Sharkey et al., 1999, Petron et al., 2001).

### **3.3.3 Condiciones físicas de estrés**

Hay bastante evidencia del efecto de la interacción de la vegetación con animales y otros organismos. Muchos COVsB poseen capacidad defensiva al actuar como

armas químicas o repelentes alimentarios, pero también hay otros que son atrayentes de polinizadores (Harborne 1991.; Langenheim 1994.; Peñuelas et al., 1995, Shulaev et al., 1997).

Litvak y colaboradores (1999) modelaron las emisiones de monoterpenos de bosques de pinos norteamericanos teniendo en cuenta la herbivoría y calcularon que las emisiones se incrementaban de 2 a 3,6 veces (para un daño foliar producido del 10 al 25%, respectivamente) respecto a los árboles no dañados y que estos incrementos podrían reducir las concentraciones de radical OH y aumentar las de O<sub>3</sub> dependiendo de las concentraciones de NO<sub>x</sub>.

Los impactos generados por la intervención en las hojas, ya sea por acción antrópica o por el ataque de herbívoros y organismos patógenos, puede tener impactos a corto y largo plazo en la emisión de COVsB por las plantas.

Loreto et al., (2000) estudiaron la diferencia en la emisión entre hojas intactas y hojas seccionadas y encontraron que estas últimas, ya sea a la luz o en la oscuridad, emiten monoterpenos en cantidades importantes, principalmente limoneno y α-pineno. A partir de lo anterior, estos autores sugirieron que la emisión de monoterpenos es una función defensiva de las plantas, especialmente cuando son jóvenes.

Bajo condiciones de estrés hídrico, las emisiones pueden reducirse considerablemente (Bertin et al., 1997; Llusià and Peñuelas., 1998 y 2000).

Guenther et al., (2000) hicieron una revisión de los procesos asociados con las emisiones de los principales COVsB (resumidos en el cuadro del Anexo 1), encontrando que, pese a los vacíos existentes aún, se cuenta con un mejor entendimiento científico de ellos. A continuación se describen brevemente los mecanismos y/o procesos asociados a la generación de los COVsB de las plantas y su emisión.

### **3.4 INFLUENCIA DE LOS COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES BIOGÉNICOS EN FENÓMENOS DE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA.**

#### **3.4.1 Efectos del arbolado urbano en descontaminación atmosférica.**

En áreas urbanas la vegetación se ha utilizado como herramienta para el mejoramiento ambiental de varias ciudades del mundo. Sin embargo, se han desarrollado pocos estudios en América Latina que cuantifiquen el efecto del arbolado urbano sobre la calidad ambiental en una forma científicamente válida (Préndez et al., 2008).

Algunas de las formas en que el arbolado urbano afecta la contaminación atmosférica son las siguientes: remoción de contaminantes del aire, emisión de compuestos orgánicos volátiles, almacenamiento y secuestro de carbono, uso de la energía en construcciones (Escobedo et al., 2004).

No considerar a las emisiones biogénicas de compuestos precursores de ozono y otros contaminantes dentro de las estrategias destinadas a mejorar la calidad del aire ha dado lugar a impactos socioeconómicos adversos al diseñar estrategias inadecuadas (Chameides et al., 1988; Pierce et al., 1998), pues muchas veces se subestima este tipo de emisiones. Por esta razón, en los últimos años han aumentado los esfuerzos, principalmente en los Estados Unidos de América y Europa, para entender mejor los procesos de emisión de biogénicos y mejorar así los métodos de simulación y obtener inventarios más precisos de estos compuestos.

Los COVsB contribuyen de manera importante a la carga de hidrocarburos a la atmósfera y afectan significativamente la química atmosférica y el clima, a través de la formación de ozono y aerosoles, la oxidación del metano o el balance del monóxido de carbono (Chameides et al., 1988; Guenther et al., 1995; Andreae and Crutzen 1997.; Lerdau et al., 1997; Kavouras, Mihalopoulos and Stephanou., 1998; Kavouras et al., 1999). Sin embargo, las especies nativas presentan condiciones naturales de adaptabilidad al ecosistema que las acoge, tales como mayor tolerancia a fenómenos de estrés hídrico y biótico, adaptabilidad al clima y suelo. Elementos que contribuyen a que las especies emitan menos COVs biogénicos que las exóticas que no se encuentran en su ambiente natural.

Una de las funciones que desempeñan las masas vegetales es la eliminación de gases considerados contaminantes del aire. La vegetación absorbe parte de los gases a través de los estomas de las hojas y los difunden en los espacios intercelulares, donde se absorben por películas de agua para formar ácidos o reaccionar en las superficies internas de las hojas (Smith., 1990).

La existencia de árboles en las zonas urbanas ofrece una doble ventaja. Por una parte, absorben directamente el CO<sub>2</sub> y por otra, al permitir el ahorro de energía, pueden contribuir a reducir las emanaciones de centrales eléctricas que utilizan combustibles fósiles (Nowak and McPherson., 1993), ahorrando \$30 US por tonelada de CO<sub>2</sub> captado (Geiger., 2001).

La vegetación absorbe CO<sub>2</sub> al realizar la fotosíntesis al tiempo que produce oxígeno; se calcula que la absorción varía entre 0,5 kg/m<sup>2</sup> al año para el césped y 1,0 kg/m<sup>2</sup> al año para los árboles (Neila., 2004).

Los árboles además captan material particulado del aire acumulándolo en sus hojas o sirven de “pantallas” para detener su curso (Wiesner., 2000); los componentes de un área verde determinada tienen la capacidad de filtrar y absorber desde el aire cerca de 50 t/ha a través de su follaje (Gutiérrez., 1997).

La vegetación afecta la calidad del aire porque es capaz de retener material particulado y evitar su emisión o re-emisión a la atmósfera. Las superficies inorgánicas, como pavimentos, también son capaces de retener material particulado. No obstante, un metro cuadrado de pavimento es capaz de retener una unidad de material particulado, un metro cuadrado de césped puede retener 6 veces más y un árbol hasta 60 veces más (Neila., 2004).

Hay otro importante factor en potencia: el ozono, contaminante atmosférico secundario que se produce cuando COVs y NOx están presentes en ciertas condiciones de temperatura y radiación solar. Como ocurre con otros factores de estrés, el ozono podría, a su vez, favorecer las emisiones de COVsB. Se ha comprobado, que las emisiones de COVsB de algunas especies como el tomate, el algarrobo o el olivo aumentan un orden de magnitud cuando crecen las concentraciones de ozono en 40 ppbv (Peñuelas et al., 1999a, Llusà et al., 2002); sin embargo, estos resultados no se han obtenido en otras especies como el pino o la encina (Peñuelas et al., 1999a.; Heiden et al., 1999; Llusà et al., 2002). No obstante, si el fenómeno fuese mínimamente general, se tendría una retroalimentación positiva sobre la formación de ozono.

Según Grosjean., (1995), las emisiones de COVsB pueden influir enormemente en la química de la tropósfera; en regiones con altas emisiones de isopreno explican el 71% de la reducción de radicales OH comparado con el 11% explicado por el CO y el 5% por la oxidación del CH<sub>4</sub>. Poisson et al., (2000) demostraron que las emisiones globales de COVsB causan un incremento del 18% en la concentración troposférica de ozono, decrecen un 16% la de radicales OH y aumentan un 20% la vida media del CH<sub>4</sub>. Los COVsB también estimulan la formación de nitratos orgánicos. Monson and Holland., (2001) han mostrado además, una modificación en la distribución espacial de NOx y su depositación en ecosistemas remotos.

### **3.4.2 Inventario de arbolado urbano en la Región Metropolitana y su aporte a la descontaminación atmosférica.**

Del inventario de arbolado urbano realizado como parte del Informe Final del Proyecto, correspondiente a 36 comunas de la zona de Santiago, se obtuvo un total de 6.245.000 de individuos, distribuidos entre árboles exóticos, árboles nativos y arbustos

(FONDEF D001 1078., 2004). Esta vegetación cubre el 16,5% de la superficie del Gran Santiago y está compuesta por 160 especies diferentes; sólo el 12% de ellas corresponde a especies nativas; las especies exóticas han sido importadas principalmente de Estados Unidos y Australia (Dobbs., 2005).

La distribución de la vegetación es desigual dentro de las comunas de Santiago. Por ejemplo, algunas comunas del sector oriente, como Vitacura, cuentan con un porcentaje de cobertura arbórea de 44%, mientras que en comunas del sector poniente, sur o norte como San Ramón, esta cifra llega sólo al 3,8% (FONDEF D001 1078., 2004).

En la ciudad de Santiago la vegetación es responsable de un secuestro neto anual de carbono de 34.750 t/año (descontando las emisiones por descomposición. (Hernández., 2008). Los árboles que más almacenan carbono en Santiago son *Robinia pseudoacacia* (18,0%), *Platanus orientalis* (12,9%), *Populus deltoides* (11,9%) y *Cedrus deodara* (5,2%). El secuestro bruto de carbono fue mayor para *Robinia pseudoacacia*, (13,2%) *Populus deltoides* (8,7%) *Platanus orientalis* (8,6%) y *Prunus cerasifera* (5,7%) y el secuestro neto de C fue estimado como negativo (emite C) para *Cupressus macrocarpa*. Ninguna de estas especies corresponde a una especie nativa.

Se determinó que los árboles de Santiago removieron 3.500 t de contaminación del aire, lo cual se estimó que tiene un valor para la sociedad de US\$44,8 millones. La mayor remoción fue para material particulado (2.240t), seguido de ozono (650t), dióxido de sulfuro (280t), dióxido de nitrógeno (250t) y monóxido de carbono (110t) (Hernández., 2008).

Los árboles y arbustos en Santiago emitieron al año 2001, 823 toneladas de COVsB de los cuales 12% proviene de arbustos. Las emisiones de los árboles y arbustos promediaron 3,4 g de COVsB por m<sup>2</sup> de dosel. Las emisiones de estos compuestos varían a través del año, alcanzando los niveles más altos en enero (Hernández., 2008).

En términos de ahorro energético se estimó que los árboles en la provincia de Santiago durante el verano generan un ahorro de energía equivalente a 12.000 MBTU y que el ahorro de energía durante el invierno es de 13.250 MWh (Hernández., 2008).

Por otra parte, se determinó que los árboles en Santiago reducen las emisiones de carbono de las plantas energéticas en alrededor de 4.100 toneladas métricas por año.

Otro aspecto relevante de considerar respecto de las especies nativas, es la adaptabilidad natural de las especies al ecosistema que las acoge. En este contexto las especies nativas presentan ventajas naturales por sobre las exóticas, ya que por ejemplo, demandan menores requerimientos de mantenimiento, poseen condiciones naturales de adaptabilidad al suelo, tienen mayores condiciones de supervivencia,

mayor tolerancia a condiciones de estrés hídrico y climático en general, poseen una condición natural de defensa contra el ataque de insectos o la interacción con polinizadores, etc.

### 3.5 FORMACIÓN DE OZONO TROPOSFÉRICO

El ozono es un producto secundario de reacciones químicas y fotoquímicas que tienen lugar a partir de emisiones gaseosas emitidas directamente a la atmósfera. La formación de oxidantes fotoquímicos, de los cuales ozono es uno de los principales componentes, es el resultado de reacciones térmicas y fotoquímicas activadas por la luz solar, que involucran radicales libres ( $\bullet\text{OH}$ ,  $\bullet\text{RO}_2$ ), COVs y óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}$  y  $\text{NO}_2$ ).

El ozono troposférico se produce por la fotólisis del  $\text{NO}_2$  generándose una molécula de  $\text{NO}$  y un átomo de oxígeno ( $\text{O}$ ), (Blacet., 1952); el oxígeno reacciona con moléculas de oxígeno que se encuentran en alta concentración con respecto a los demás gases constituyentes de la tropósfera, para generar ozono como producto final, sin embargo, el ozono puede reaccionar rápidamente con el óxido de nitrógeno produciendo nuevamente  $\text{NO}_2$

Las reacciones descritas en la Figura 2 (A), se encuentran en un balance fotoquímico. En esta etapa, la intervención de los COVs en general cobra importancia (Bowman y Seinfeld., 1994).

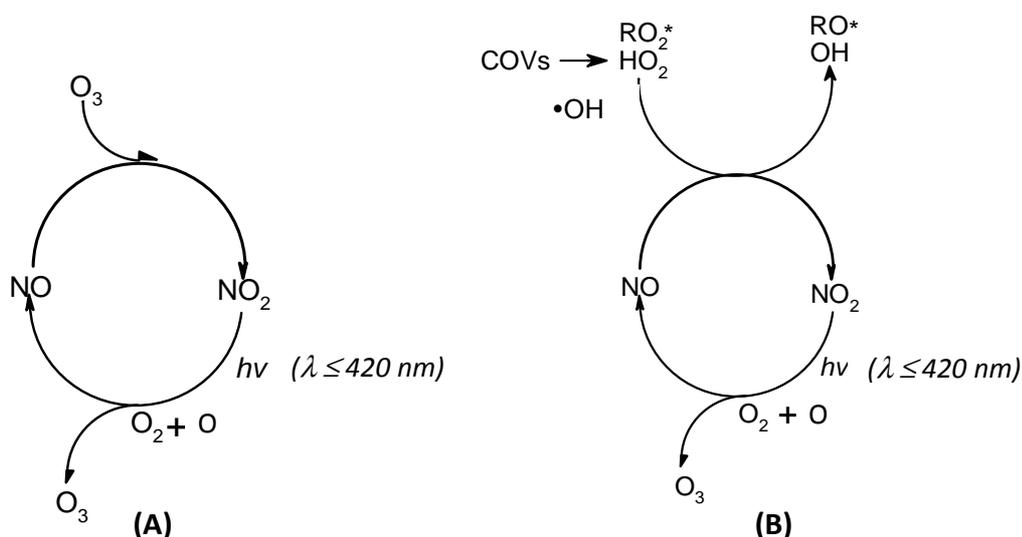


Figura 2. Esquema formación de ozono troposférico (A), Reacciones de compuestos orgánicos volátiles y producción de ozono troposférico (B)

La presencia de COVs, interfiere el ciclo fotoquímico de formación y destrucción de ozono troposférico, representado por el esquema en la Figura 2 (B). La alta reactividad en general de los COVs, permite la formación de radicales peroxialquilos ( $\bullet\text{RO}_2$ ) e hidroxiperoxilo ( $\text{HO}_2\bullet$ ) en presencia de radicales OH. Estos radicales intervienen oxidando el NO a  $\text{NO}_2$  en lugar del ozono como se señala en la figura 2 (A). El resultado neto simplificado de las reacciones, es que se forman dos moléculas de ozono por cada molécula de COVs que reaccione. Esto se traduce en un aporte adicional neto a la producción de ozono troposférico (Chameides et al., 1992, Bowman y Seinfeld., 1994).

El detalle de las reacciones fotoquímicas que explican la formación de ozono troposférico producto de las reacciones entre COVs y  $\text{NO}_x$  se presentan en el Anexo 2.

### **3.6 CONTAMINACIÓN POR OZONO EN LA REGIÓN METROPOLITANA, SUS CAUSAS Y EFECTOS ADVERSOS**

El aire de Santiago es uno de los más contaminados del mundo. Desde comienzos de la década de los setenta, los habitantes de la ciudad se han visto expuestos en forma creciente a la acción de diversos agentes nocivos, que es percibida mayormente como impactos a sus vías respiratorias y afecciones a los ojos. Adicionalmente, se percibe por sus efectos sobre los materiales –deterioro de edificios, estatuas, polvo en los automóviles y hogares- y sobre todo pérdida de visibilidad (Morales y Leiva., 2006).

Si bien los contaminantes urbanos son múltiples, los más comunes, para los que se han establecido límites aceptables de concentración sobre la base de los efectos observados sobre la salud, se denominan “contaminantes criterio”; ellos incluyen: el material particulado (MP), el ozono ( $\text{O}_3$ ), el dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ), el monóxido de carbono (CO), los óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) y los hidrocarburos totales metánicos ( $\text{CH}_4$ ) y no metánicos (NMH), como el benceno y el tolueno. Estos últimos forman parte de los llamados compuestos orgánicos volátiles (COVs).

En Chile, en 1994 se dictó la Ley 19.300 de Bases del Medio Ambiente que establece la obligación de desarrollar planes de descontaminación en áreas donde los niveles de contaminantes excedan sistemáticamente las normas ambientales y planes de prevención donde dichas normas se encuentren en peligro de ser superadas. Dicha legislación dio lugar, entre otras medidas, al Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana, cuyo propósito principal es la protección de la salud de la población.

La Región Metropolitana fue declarada zona saturada para cuatro contaminantes atmosféricos: partículas totales en suspensión (PTS), material particulado (MP10), monóxido de carbono (CO) y ozono (O<sub>3</sub>), y zona latente para el dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), mediante D.S. N° 131/96 del 12 de junio de 1996 del Ministerio Secretaría General de Gobierno.

Una vez establecida la declaración de Zona Saturada para los contaminantes antes mencionados, se procedió a implementar, en 1998, el Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA) de la ciudad de Santiago. Plan, que en lo que respecta a los problemas de contaminación por ozono en la Región Metropolitana, no ha sido capaz de proponer estrategias efectivas de mitigación, manteniéndose hasta el día de hoy las altas concentraciones registradas históricamente en los meses de verano. En la actualidad, la norma para ozono establece 120 µg/m<sup>3</sup>N promedio de 8 horas (D.S. N° 112/02). En estas condiciones, algunas áreas de la región superan la norma, especialmente en la zona nororiente y en verano.

### **3.6.1 Características geográficas de la Región Metropolitana**

La situación urbana de Santiago, se caracteriza por una alta concentración de la población y actividades, lo cual contribuye notablemente a los niveles de contaminación. La concentración poblacional está acompañada por una expansión horizontal de la ciudad y una notoria segregación espacial, social y funcional (Corvalán., 1998).

La Región Metropolitana comprende una superficie de 15.554,5 km<sup>2</sup> que representa el 2,1% del territorio nacional, excluyendo el Territorio Antártico, constituyéndose en la región más pequeña. De dicha superficie, el 85,7% corresponde a terrenos montañosos, el 3,3% a espacios urbanizados y aproximadamente el 11% a superficie destinada a la agricultura. (D.S N°58., 2003); está situada a 33,5° Lat. S y 70,6° Long. O y a 500 m promedio snm (IGM., 1979).

Es una región mediterránea, que se ubica entre las cordilleras de Los Andes y de La Costa que encierran hacia el centro de la región una amplia y extensa cuenca aérea, la de Santiago. (D.S N°58., 2003).

Los cerros que rodean la planicie central imponen fuertes restricciones a la circulación de los vientos y por ende, a la renovación del aire al interior de la cuenca. Por ello, en épocas de estabilidad atmosférica los contaminantes quedan atrapados dentro de la cuenca que alberga a la ciudad de Santiago (D.S N°58., 2003).

Las condiciones geográficas antes señaladas tienen una importante influencia en los episodios de contaminación atmosférica que afectan a la Región Metropolitana en varios de los contaminantes normados, estas características pueden determinar a menudo las altas concentraciones de ozono troposférico de la época estival, condicionadas por ejemplo, por las variables meteorológicas que favorecen una mala distribución de los contaminantes precursores de ozono.

### **3.6.2 Características meteorológicas**

La dispersión de contaminantes en una ciudad se encuentra fuertemente condicionada por factores climáticos, que en el caso de la Región Metropolitana resultan ser especialmente adversos. La existencia del anticiclón del Pacífico y los sistemas frontales de bajas presiones, como factores de gran escala que dan origen a un clima estable cálido en verano y frío y despejado en invierno, sumado a otros de menor escala, como las depresiones costeras, brisas mar-continente y brisas valle-montaña, conforman la situación climática característica de la Región, que favorece la ocurrencia de eventos de contaminación (Corvalán., 1998).

La presencia de una inversión térmica de subsistencia, prácticamente durante todo el año y la generación adicional de una capa de inversión, durante los meses de invierno, causada esta última por el enfriamiento de la superficie terrestre, provoca una capa de mezcla reducida y una atmósfera muy estable, condiciones muy favorables para la ocurrencia de episodios de alta contaminación atmosférica (Ulriksen., 1993).

Los regímenes de vientos presentes en la Región, se caracterizan por brisas valle-montaña, generando vientos desde el sur-oeste durante el día y en dirección contraria durante la noche. La Figura 3 muestra la dirección de los vientos predominantes observados en Santiago, según Ulriksen (1993). Las direcciones y la menor magnitud de la inversión térmica y mayores velocidades de viento durante el verano, permiten una relativa mejor ventilación de la ciudad (Corvalán., 1998).

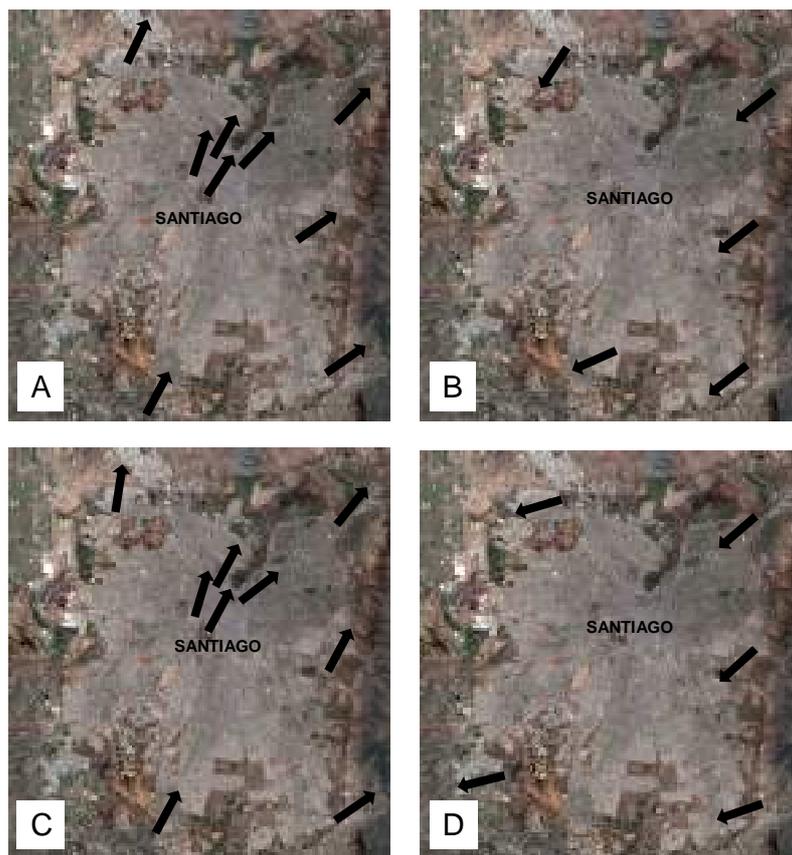


Figura 3. Direcciones del viento en Santiago a) Invierno - tarde, b) Invierno - noche, c) Verano - tarde y d) Verano – noche. Adaptada de Ulriksen., 1993.

Las altas temperaturas registradas en los meses de verano tienen incidencia en la producción de ozono debido a que, por una parte, se ven favorecidas las reacciones químicas y por otra, aumentan las emisiones evaporativas y de COVsB. Por otro lado, velocidades de viento reducidas permiten la acumulación de los precursores de ozono y, por el contrario, altas velocidades del viento permiten una dispersión de las emisiones y del ozono, disminuyendo la posibilidad de ocurrencia de episodios de alta contaminación. La dirección del viento puede ser de gran importancia al momento de evaluar el transporte de ozono y de sus precursores desde zonas de alta a bajas concentraciones. La humedad por su parte puede generar un incremento en la formación de agua en la atmósfera con el consiguiente aumento en las concentraciones de radicales OH (Morales y Leiva., 2006).

### 3.6.3 Distribución de ozono y material particulado en la Región Metropolitana

En 1988 se instaló en la Región Metropolitana la primera Red de Monitoreo Automática de Contaminantes Atmosféricos (MACAM-I), compuesta por 4 estaciones ubicadas en la zona céntrica de la capital y una quinta estación de tipo móvil, que fue

emplazada en la comuna de Las Condes. En 1996, se llevó a cabo un estudio para proponer una nueva red de calidad del aire para Santiago que recogiera de mejor forma el impacto de la contaminación a nivel poblacional y que, a su vez tuviera una mejor representatividad espacial. Se constituyó así la Red MACAM-II, con ocho estaciones, todas ellas con monitores continuos de material particulado MP10 y monitores de gases, según se indica en el Cuadro 1. Cabe señalar, que la estación Providencia dejó de operar el año 2003.

Cuadro 1. Red de monitoreo (MACAM II) al año 2008

Código estación	LP	LF	LC	OH	PU	CE	EB
Nombre estación	La Paz	La Florida	Las Condes	Parque O'Higgins	Pudahuel	Cerrillos	El Bosque
Contaminantes medidos	CO, SO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , MP10	CO, SO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , MP10, MP2,5	CO, SO <sub>2</sub> , NOx/NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , MP10, MP2,5, α, β	CO, SO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , MP10, MP2,5, α, β, Nitrato, Sulfato	CO, SO <sub>2</sub> , NOx/NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , MP10, MP2,5, α, β	CO, SO <sub>2</sub> , NOx/NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , MP10, α	CO, SO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , MP10,

Fuente: SEREMI de Salud RM- CONAMA Metropolitana  
 α: CH<sub>4</sub> (metano) y NMH (hidrocarburos no metánicos)  
 β: carbono orgánico y total del material particulado MP2,5

Todas las estaciones de la red MACAM-II son operadas por la SEREMI de Salud de la Región Metropolitana (ex SESMA) y están conectadas en forma remota con esta institución y con CONAMA Metropolitana.

La Figura 4 muestra la distribución espacial de las estaciones de monitoreo en conjunto con los principales contaminantes medidos en cada una de ellas.

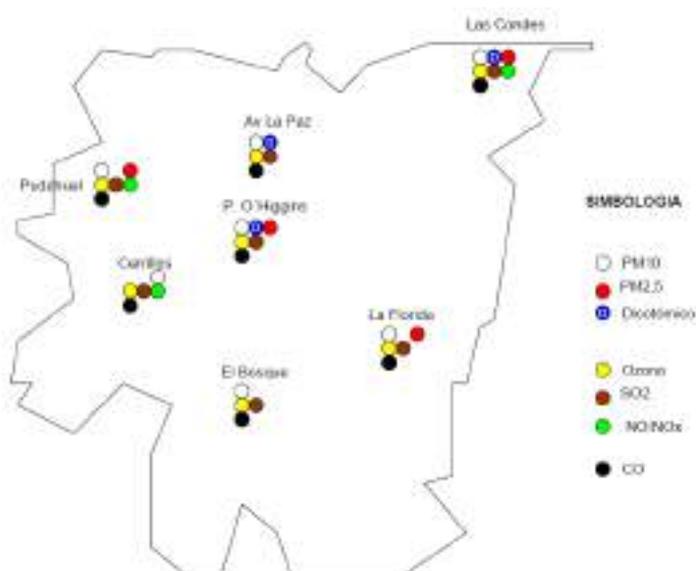


Figura 4. Distribución espacial de las estaciones de monitoreo y contaminantes monitoreados (Fuente: CONAMA, RM).

La Figura 5 muestra que en la zona oriente, representada por la estación Las Condes (LC), es donde se observan las mayores concentraciones de ozono, superando ampliamente y en algunos casos doblando, los valores registrados en las demás estaciones. Si bien ha disminuido el número de días por sobre la norma, los valores promedio registrados siguen superando los valores normados. De acuerdo a la información de la Figura 5 las concentraciones de ozono registradas superan todos los años desde el 2000 al 2006 la actual norma de  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$  como promedio de 8 h.

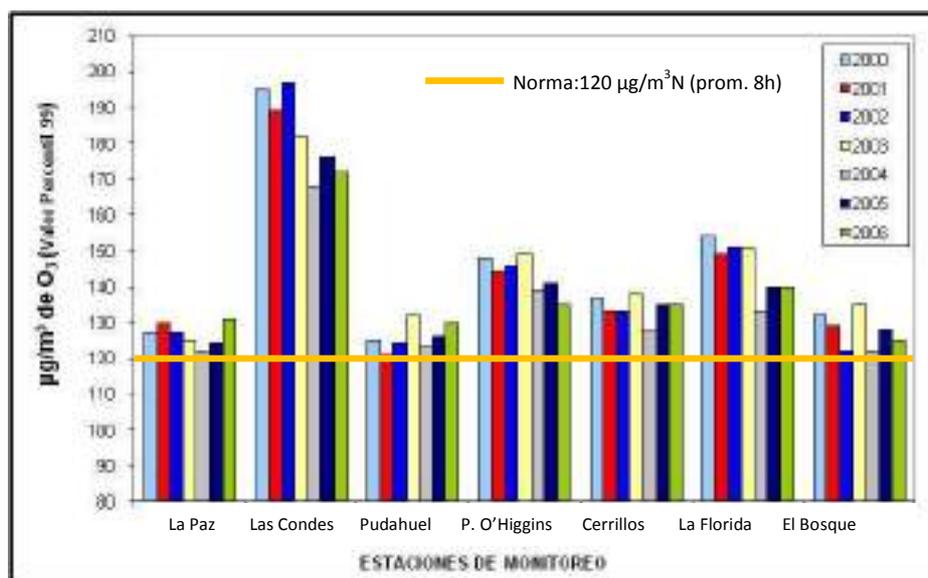


Figura 5. Concentraciones de ozono ( $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ ) por estación de monitoreo años 2000-2006. A partir de datos de CONAMA RM.

La Figura 6 muestra los valores de concentraciones máximas y el percentil 98 (P98) de MP10 en 24h y las concentraciones anuales de MP10 medidas en las estaciones de monitoreo de la red MACAM II, desde el año 1997 al 2008. Hasta el año 2005 se registró una disminución en las concentraciones promedio diarias de MP10 para luego aumentar sostenidamente hacia el año 2008. Por otro lado, las concentraciones anuales de MP10 si bien han disminuido desde el año 1997 al año 2008, los valores siguen por sobre los  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , normal anual de MP10.

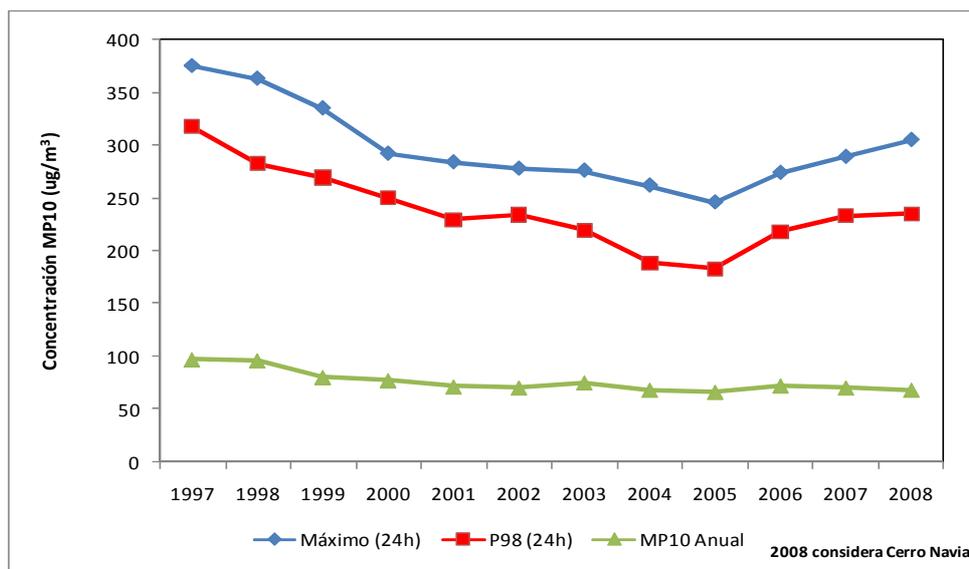


Figura 6. Concentraciones máximas y Percentil 98 en 24 h y concentración MP10 anual entre los años 1997 y 2008. A partir de datos de CONAMA RM

### 3.6.4 Efectos del ozono

#### 3.6.4.1 Efectos en salud del ozono troposférico

Los efectos del ozono en la salud humana han sido estudiados durante más de 30 años. Las principales consecuencias de la exposición al ozono son las dificultades respiratorias en personas especialmente sensibles y los daños a la vegetación, materiales y ecosistemas (OMS, 1996<sup>a</sup>.; CEPE., 1996).

Varios procesos patofisiológicos del pulmón resultan de la exposición al ozono. Es capaz de reaccionar con una variedad de biomoléculas extracelulares e intracelulares y producir cambios perjudiciales que pueden ser medidos por alteraciones en la función pulmonar. Además, el ozono es menos soluble que otros gases irritantes. Puede penetrar más eficazmente a través del árbol traqueobronquial a regiones pulmonares del sistema respiratorio, induciendo lesiones en células residentes del pulmón causando un flujo de células inflamatorias.

Entre los efectos sobre los seres humanos figuran una reducción de la función pulmonar y una mayor incidencia de síntomas respiratorios y reacciones inflamatorias en el pulmón. La frecuencia de visitas a las salas de urgencia de los hospitales y los ingresos por asma y otros problemas respiratorios aumentan los días en que se registran concentraciones elevadas de ozono (OMS., 1987; OMS., 1995).

Existen ciertos grupos de la población potencialmente más sensibles a la acción del ozono. Esta especial sensibilidad puede venir dada por diversos factores: edad, sexo, nutrición, ejercicio y por la diferente sensibilidad entre individuos. Una sensibilidad

mayor de lo normal al ozono se puede deber a numerosas causas. Las más frecuentes son: preexistencia de enfermedad respiratoria (como asma), realización frecuente de ejercicio físico y factores genéticos.

El grado de empeoramiento de los efectos producidos por el ozono depende de varios factores incluyendo la concentración y la duración de la exposición (un peak alto pero breve puede no ser tan perjudicial como niveles medios de ozono, pero constantes), características del clima, sensibilidad individual, enfermedades respiratorias pre-existentes y estatus socioeconómicos.

Según la OMS (Organización Mundial de la Salud), estudios epidemiológicos de series temporales han encontrado pruebas significativas de la evidencia de efectos en la salud. Estos dan una asociación positiva y pequeña, aunque convincente, entre la mortalidad diaria y los niveles de ozono, independientes de los efectos del material particulado. Estudios de series temporales nos muestran efectos en la salud a concentraciones de ozono por debajo de la norma de  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pero sin evidencia clara de un umbral. Esta conclusión y evidencias de estudios de campo y de cámara indican que la variación individual de respuesta al ozono es considerable, y, proporcionan un buen argumento para reducir la concentración de ozono a  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , valor máximo medio diario durante 8 horas (Guía de Calidad del Aire, GCA-OMS). Es posible que aparezcan efectos en la salud por debajo del nuevo valor de referencia en algunos individuos sensibles. De acuerdo con los estudios de serie temporales, el aumento de muertes se estima en 1-2% en los días en los que la media de la concentración de ozono en 8 horas alcanza los  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , en relación a los niveles de ozono cuando el nivel base es de  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

De acuerdo a estándares propuestos por la WHO (2005), el valor de referencia para 8 horas IT-1 ha sido puesto en  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; aunque es provisional, se han detectado cambios en la función pulmonar e inflamación del pulmón en pruebas de cámara controladas en adultos jóvenes y sanos que realizan ejercicio intermitentemente. De acuerdo con evidencias de series temporales, las exposiciones en el nivel IT-1 se asocian a un aumento en el número de muertes de un 3-5%.

En las concentraciones de 8 horas que exceden el nivel de  $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , se producirán efectos significativos en la salud. Esta conclusión está basada en los resultados de una gran cantidad de estudios clínicos de inhalación y de campo, esperando que adultos sanos y asmáticos experimenten reducciones significativas en la función pulmonar, así como inflamación de las vías respiratorias. Según las evidencias de las series temporales, las exposiciones a concentraciones de ozono de esta magnitud, darían lugar a un aumento en el número de muertes, atribuibles hasta un 5-9%, en relación a la exposición con el estimado nivel base.

Los estudios de series temporales indican un aumento en la mortalidad diaria del orden de un 0,3-0,5% de aumento por cada 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la concentración de ozono durante 8 horas con referencia a un nivel base estimado de 70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

El cuadro 2 muestra las pautas de la calidad del aire y valor provisional para el ozono, concentración para 8 horas, según la Guía de Calidad de Aire, 2005 de la WHO.

Cuadro 2. Pautas de la calidad del aire y valor provisional para el ozono para concentración en 8 horas

	<b>Concentración diaria media en 8 horas en <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	<b>Bases para seleccionar el nivel</b>
Niveles altos	240	Efectos significativos en la salud; importante proporción de población vulnerable afectada.
Valor provisional-1 (IT-1)	160	Importantes efectos en la salud; no proporciona la protección adecuada a la salud pública. La exposición a estos niveles de ozono está asociada con: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Efectos fisiológicos e inflamación del pulmón, en jóvenes sanos haciendo ejercicio y expuestos durante un periodo de 6,6 horas.</li> <li>• Efectos en la salud de los niños(basado en estudios de campo realizados en verano con niños expuestos a niveles de ozono)</li> <li>• Se estima en un 3-5% el aumento de la mortalidad diaria(basado en estudios diarios de series temporales)</li> </ul>
Guía de calidad del aire (AQG)	100	Proporciona adecuada protección a la salud pública, aunque algunos efectos en la salud pueden aparecer en este nivel. La exposición a este nivel de ozono está asociada con: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Un aumento estimado de 1-2% en la mortalidad diaria (basado en estudios diarios de series temporales)</li> <li>• La extrapolación de estudios de laboratorio y de campo se basa en la probabilidad de que en la vida real se repita la exposición, y que en los estudios de laboratorio se excluyen a los altamente sensibles o enfermos clínicos o niños.</li> <li>• La posibilidad de que el ozono ambiental es un indicador de los oxidantes relacionados.</li> </ul>

Fuente: Guía de Calidad de Aire, WHO., 2005.

### **3.6.4.2 Efectos sobre la vegetación**

Desde mediados del siglo XX se han estudiado los efectos que provoca la contaminación del aire sobre los cultivos, los árboles y otros tipos de vegetación, revelando que el ozono es tóxico para las plantas y para diversos cultivos comerciales.

Se ha demostrado, además, que las especies vegetales y los cultivos son más sensibles al ozono que los humanos, puesto que concentraciones de ozono relativamente bajas tienen efectos perniciosos sobre algunas especies sensibles de

árboles (pino, haya, entre otros) y sobre un número importante de cultivos agrícolas. Las pérdidas económicas atribuidas a este efecto adverso del ozono superficial han sido estimadas en más de  $10^9$  dólares por año, sólo en Estados Unidos (Fenger et al., 1999).

Los daños producidos por el ozono sobre la vegetación fueron observados en el campo y documentados por vez primera en el área de Los Ángeles por Middleton et al., (1950). Estos síntomas eran muy similares a los efectos causados por el peroxiacetilnitrato (PAN) o por mezclas de PAN, aldehídos y otros compuestos químicos oxidantes. Los síntomas agudos se relacionan con concentraciones de ozono muy elevadas durante espacios cortos de tiempo. Dichos síntomas, observados en plantas con amplio follaje consisten en clorosis, motas, puntos y necrosis en una cara o en las dos. En el caso de los efectos agudos, las plantas pueden compensar el estrés durante épocas de bajos niveles de ozono; por lo tanto, la frecuencia de los episodios de ozono y el tiempo transcurrido entre dichos episodios es crítico para evaluar y modelar la respuesta de las plantas (Health-Canada and Environment-Canada., 1999).

El ozono entra en la planta principalmente a través de los estomas de las hojas. El grado de intrusión del ozono en la planta depende del área total de poros por unidad de área de hoja. El grado de apertura de los poros estomatales y por lo tanto su resistencia a la difusión, dependen del ambiente y del estado interior de la planta. Como consecuencia la principal zona de la planta donde se producen los efectos fitotóxicos de la exposición a ozono son las hojas. Estos efectos sólo se producen cuando una cantidad suficiente de ozono alcanza zonas sensibles de la hoja. Por lo tanto, no se producirán daños visibles mientras la velocidad de absorción del ozono sea lo suficientemente lenta para que la planta pueda desintoxicar el ozono y/o reparar y/o compensar los daños ocasionados (Health-Canada and Environment-Canada., 1999).

En general, los daños producidos en los árboles son daños visibles en las hojas (Figuras 7 y 8), reducción de la biomasa y reducción de la función fotosintética. Las alteraciones en el reparto de  $\text{CO}_2$  y en el crecimiento de los árboles suele ser la última respuesta que muestran los árboles. En varios estudios realizados con fumigaciones se ha observado que el crecimiento de los árboles se ve afectado por el ozono.



Figura 7. Efecto del ozono en *Pinus halepensis* (Velissariou., 2003)



Figura 8. Efecto del ozono en *Pinus sylvestris*, Necrosis y clorosis (Munster., 1998)

El impacto más importante que produce el ozono en comunidades de plantas, es debido a los cambios inducidos en la composición de las especies, pérdida de la biodiversidad y cambios en la composición genética.

Las plantas han desarrollado mecanismos enzimáticos que transforman los oxidantes en formas menos tóxicas para eliminar los oxidantes que se producen en las propias células como resultado de los procesos fotosintéticos normales. Sin embargo, estas enzimas desintoxicantes son saturables, por lo que la presencia de otros oxidantes provenientes de la exposición de la planta al ozono ambiente puede saturar los sistemas celulares, provocando daños en la planta (Health-Canada and Environment-Canada., 1999).

Varios estudios describen numerosos daños producidos en hojas de árboles sensibles como el cerezo (*Prunus serotina*), el fresno blanco (*Fraxinus americana*), el álamo amarillo (*Liriodendron tulipifera*) y el pino Halepo (*Pinus halepensis*). Estudios

realizados en Estados Unidos y Europa han demostrado que existe una amplia variedad de especies forestales sensibles a los efectos del ozono, las cuales sufren ennegrecimiento de las hojas y aparición de motas rojizas (Orendovici et al., 2003; Sanz et al., 2000).

### **3.6.4.3 Efectos sobre los materiales**

El ozono, junto con otros foto-oxidantes químicos, daña muchos tipos de materiales tales como elastómeros, textiles, pinturas, entre otros, atacando tanto su funcionalidad como su estética.

Al exponer un elastómero a concentraciones de ozono se produce una ruptura de la cadena molecular de dobles enlaces carbono-carbono por adición del ozono al doble enlace, formando una estructura de anillo de cinco miembros. Esta estructura se reagrupa para formar un zwitterion y un aldehído a cada lado de la cadena rota. Subsecuentes reacciones del zwitterion llevan permanentemente a un elastómero oxidado. Este mecanismo de ruptura de cadena explica porque los polímeros saturados como siliconas, etileno y propileno son resistentes al ozono; por el contrario, los efectos del ozono sobre gomas naturales (gomas de dienos) y polímeros sintéticos como el poli-isopreno, polibutadieno y estireno-butadieno, pueden ser extremadamente sensibles al ozono.

Los tejidos que se ven más afectados por el ozono son las fibras de celulosa tales como algodones y sedas. Sin embargo, las fibras sintéticas como tejidos acrílicos, nylon y poliéster, no se ven afectados. El ozono ataca los tejidos mediante los mismos mecanismos que atacan a los elastómeros. La degradación causada por el ozono se muestra como reducción de la resistencia a la tracción y otras propiedades físicas de los tejidos (Health-Canada and Environment-Canada., 1999).

## **3.7 TÉCNICAS DE MEDICIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES BIOGÉNICOS**

Las técnicas de encierro en cámaras y las técnicas micro meteorológicas son las más empleadas para medir los hidrocarburos provenientes de la vegetación (Guenther et al., 1996). La técnica de encierro mide los flujos de emisión en muestras de vegetación relativamente pequeñas, mientras que las segundas lo hacen en áreas extensas (105 m<sup>2</sup> o superiores). Comenzaron a usarse hace mas de 20 años, siendo en aquel entonces las más comunes las de gradiente vertical y la de gases trazadores.

### **3.7.1 Técnicas micro meteorológicas**

La de gradiente vertical se basa en la micro meteorología de capa superficial, involucrando mediciones de diferencia de concentración de los compuestos sobre una base de temperatura, velocidad del viento y concentraciones de vapor de agua. La información meteorológica se usa para determinar la difusividad turbulenta. El flujo de emisión de un hidrocarburo se calcula a partir de los perfiles verticales medidos a través de y sobre el dosel del bosque (Knoerr and Mowry., 1981; Lamb et al., 1985).

### **3.7.2 Técnicas por trazadores**

La técnica por trazadores consiste en la simulación de la emisión de un bosque por medio de un trazador (p.e., hexafluoruro de azufre, SF<sub>6</sub>). Para obtener la tasa de emisión se comparan las concentraciones con las de los COVsB en el área (Lamb et al, 1987).

### **3.7.3 Técnicas de encierro**

En la década de los setenta se desarrollaron los procedimientos de encierro, siendo uno de los más empleados el descrito por Zimmerman., (1979). A la fecha, este procedimiento ha sido mejorado y adecuado a las condiciones ambientales y tipo de planta a estudiar.

Las técnicas de encierro (cámaras de encierro) son utilizadas para medir el intercambio de gas entre las plantas y la atmósfera sea a escala de hojas o de ramas. En las cámaras de encierro dinámico, el aire se bombea a través de la cámara, para posteriormente registrar la diferencia en la concentración de los compuestos a la entrada y salida del sistema de muestreo; de esa forma es posible estimar la emisión del tejido de la planta al interior de la cámara. Otra posibilidad es implementar un sistema estático, donde el aire no se bombea al interior de la cámara para que circule, sino que se extrae una muestra de aire de volumen conocido a un flujo de aire determinado.

El método de encierro con flujo dinámico ha sido utilizado por muchos investigadores entre ellos Guenther et al., (1991, 1996), Janson., (1993), Hakola et al., (1998), Janson et al., (1999), Geron et al., (2000), Boissard et al., (2001) and Pétron et al., (2001). Estos métodos son una importante herramienta que permite realizar estimaciones de COVsB en diferentes especies vegetales en forma individual, lo que permite estudiar las dependencias o independencias en la emisión de estos

compuestos con diferentes parámetros ambientales; la técnica puede emplearse tanto en campo como en laboratorio con condiciones ambientales controladas.

Una de las grandes ventajas de los métodos de encierro es que una vez contando con el instrumental necesario es relativamente sencillo de implementar. Sin embargo, estos métodos podrían tener el inconveniente de introducir algunas incertezas en los resultados al extrapolar resultados obtenidos para ramas al árbol completo. Además, el aislamiento físico de la planta estudiada pudiera perturbar sus funciones biológicas, pudiendo generar en ocasiones flujos de emisión no representativos (Guenther et al., 1996).

## 4 MATERIALES Y MÉTODO

### 4.1 MATERIALES

#### 4.1.1 Descripción del lugar de muestreo

El sistema de muestreo se instaló en el Laboratorio de Química de Atmósfera, de la Facultad de Química y Farmacia de la Universidad de Chile, en la comuna de Independencia en la Región Metropolitana de Santiago de Chile, mismo lugar en que se realizaron los análisis.

El Cuadro 3 muestra las fechas de los días y meses para las especies muestreadas durante el año 2005.

Cuadro 3. Fechas de muestreo de cada especie vegetal, durante el año 2005.

<b>Especie vegetal</b>	<b>Días de muestreo</b>	<b>Mes, año</b>
<i>Cryptocaria alba</i> (peumo)	6, 8, 9, 10, 12	Diciembre, 2005
<i>Schinus molle</i> (pimiento)	28, 29, 30, 1, 2	Noviembre-diciembre 2005
<i>Acacia caven</i> (espino)	21, 22, 23, 24, 25	Noviembre, 2005
<i>Maytenus boaria</i> (maitén)	13, 14, 15, 16, 17	Diciembre, 2005

#### 4.1.2 Descripción de las especies arbóreas seleccionadas

Las especies arbóreas nativas seleccionadas para este trabajo corresponden a: Peumo (*Cryptocaria alba*), Pimiento (*Schinus molle*), Maitén (*Maytenus boaria*) y Espino (*Acacia caven*), de las cuales el pimiento presenta un 2% de abundancia, el peumo 0,5%, maitén un 0,65% y el espino un 6,06%. El espino posee el mayor porcentaje de abundancia porque es la especie que mayoritariamente se encuentra plantada en los faldeos cordilleranos. (FONDEF D00I 1078., 2004).

Para la selección de las especies se consideraron fundamentalmente dos factores: 1) No existe información respecto de factores de emisión obtenidos empíricamente para las especies nativas seleccionadas; 2) dichas especies representan en conjunto el 80% de las especies nativas distribuidas en la RM; 3) Se trata de especies de hoja perenne, por tanto actúan como captadoras de material particulado; 4) Al tratarse de especies nativas poseen condiciones naturales de adaptabilidad, particularmente al estrés hídrico; 5) La proximidad de los árboles al laboratorio donde se efectuaron los análisis. Este hecho permitió realizar los análisis inmediatamente después de tomadas las muestras, reduciendo en forma significativa la posible alteración o pérdida de ellas. La descripción de las especies se presenta en el anexo 3.

## 4.2 MÉTODO

### 4.2.1 Técnica de encierro estático

La cámara de muestreo se construyó de acuerdo a las experiencias de varios investigadores: Guenther et al., (1991, 1996), Janson., (1993), Hakola et al., (1998) Janson et al., (1999), Geron et al., (2000), Boissard et al., (2001) y Pétron et al., (2001), y de otras obtenidas en el proyecto BEMA entre 1993 y 1997 (Kesselmeier et al., 1996; Sabillon y Cremades., 2001).

La cámara se construyó de plexiglás de 4 mm de espesor, material que permite el paso de la radiación solar entre los 300 y 900 nm rango de radiación que incluye el utilizado por los vegetales para la fotosíntesis, situado entre los 400 y los 700 nm y conocido como de radiación fotosintéticamente activa (RFA). El volumen de la cámara es de 80 L (50 cm de largo, 40 de ancho y 40 de alto) con una entrada al frente, como se muestra en la Figura 9, por donde se introducen la rama y los instrumentos para medir las variables ambientales.

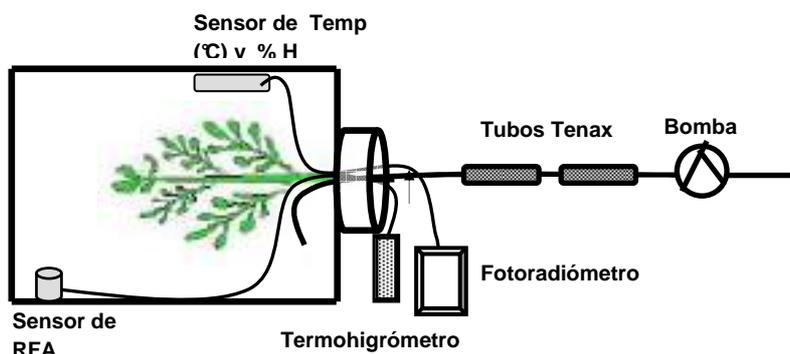


Figura 9. Esquema del sistema de muestreo

Para la colección de la muestra se utilizaron tubos de acero inoxidable rellenos con Tenax TA. Las ramas seleccionadas se encontraban en promedio a unos 4 m de altura.

### 4.2.2 Procedimiento de muestreo

Se seleccionó la rama de la especie a muestrear, procurando un estado físico óptimo y una representativa exposición a la luz solar. Luego, la rama seleccionada se introdujo en la cámara con cuidado de no dañar las hojas. Esta será la misma para

todos los días de muestreo. Al final de cada día, la rama se deja libre. Los datos de temperatura, RFA y humedad se registran cada 5 minutos.

Previo a cada jornada de muestreo los tubos Tenax TA se acondicionaron sometidos a un protocolo de limpieza en el que cada tubo se sometió a termodesorción durante 4 minutos a una temperatura de 280°C.

Posteriormente se procedió a tomar la muestra. Para ello se colocaron a la salida del aire de la cámara y antes de la bomba de bajo caudal dos tubos de adsorción, puestos en serie; esta precaución permite verificar una adsorción cuantitativa en el primer tubo. Se trabajó con un flujo de 100 mL/min durante 30 min, de forma que los volúmenes de aire recogido fueran 3 litros, aproximadamente. Los niveles de flujo fueron calibrados por medio de un flujómetro manual.

Los muestreos se repitieron a intervalos de 1,5 horas aproximadamente, entre las 9 y las 17 horas, durante 5 días para cada especie arbórea muestreada.

Al final del experimento las ramas se cortaron y secaron en una estufa durante 48 horas a 60°C para obtener la masa de biomasa seca, considerando sólo las hojas.

#### **4.2.3 Selección del adsorbente**

En el presente trabajo se utilizó Tenax TA, que es un polímero poroso de óxido de 2,6-difenileno. Puede retener o atrapar compuestos volátiles y semivolátiles con un límite superior de temperatura de 350 °C y se puede limpiar fácilmente calentándolo con una corriente de gas inerte (Calogirou et al., 1996; Rothweiler et al., 1991).

La desorción y el análisis del isopreno y los terpenos se realizó utilizando un equipo de desorción térmica Perkin Elmer ATD-400, conectado, vía una línea de transferencia, a un cromatógrafo de gases HP 5890 II, con detector de ionización de llama (FID).

### **4.3 PROCEDIMIENTO ANALÍTICO**

#### **4.3.1 Técnica de desorción térmica**

La desorción térmica consiste en la utilización de la temperatura y el flujo de un gas inerte para desorber los compuestos volátiles de matrices sólidas o líquidas, transfiriéndolas a un sistema analítico, generalmente un cromatógrafo de gases. En este caso el equipo (ATD 400, Perkin Elmer) consta de dos etapas de desorción: desorción primaria y secundaria. En la desorción primaria, el tubo adsorbente con los compuestos retenidos, se calienta hasta una temperatura de 280 °C; los compuestos desorbidos se transportan en un flujo de He hasta una trampa fría, rellena con Tenax

TA, que se encuentra a  $-30\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Los compuestos son allí retenidos y concentrados criogénicamente. Le sigue la desorción secundaria; en esta etapa la trampa fría se calienta rápidamente hasta los  $280^{\circ}\text{C}$ . Los compuestos desorbidos se transfieren en una corriente de vapor hacia la columna cromatográfica, a través de una interfase capilar que se encuentra a  $200^{\circ}\text{C}$ . El flujo de gas portador que pasó por la columna en condiciones optimizadas fue de  $1\text{ mL/min}$ .

#### **4.3.2 Análisis mediante GC-FID**

La cromatografía de gases (GC) combinada con un detector de ionización de llama (FID) o un detector selectivo de masas (MSD) es el método más adecuado para la determinación en muestras ambientales de compuestos orgánicos en concentraciones al nivel de trazas (Aragón et al., 2000). En este trabajo, para la separación e identificación de los compuestos monoterpénicos se utilizó un cromatógrafo de gases con un detector de ionización de llamas (FID) marca HP modelo 5890 Serie II.

El cromatógrafo de gases se conectó en línea con el equipo de desorción térmica, de modo que el flujo de gas desorbido conteniendo los compuestos se transfirió en forma automática al GC-FID para su separación e identificación.

#### **4.3.3 Identificación de los compuestos**

La identificación cualitativa se hizo considerando los tiempos de retención ( $t_R$ ) de cada compuesto en la columna. El programa de temperatura de análisis fue:  $3\text{ min}$  a  $50^{\circ}\text{C}$ , rampa  $6^{\circ}\text{C/min}$  y  $5\text{ min}$  a  $150^{\circ}\text{C}$ .

Las condiciones de análisis fueron las siguientes: 1) temperatura del inyector:  $250^{\circ}\text{C}$ ; 2) temperatura del detector:  $280^{\circ}\text{C}$ ; 3) columna: HP-Ultra 2 (crosslinked 5% Ph Me silicone)  $25\text{m} \times 0,2\text{ mm}$ , espesor  $0,33\text{ }\mu\text{m}$  4) método splitless.

#### **4.3.4 Cuantificación de los compuestos**

Se prepararon soluciones multiestándares de concentración elevada de los compuestos de interés ( $1000\text{ ng}/\mu\text{L}$ ), las que se utilizaron como patrones de referencia. Por dilución de ellas se obtuvieron las soluciones de concentraciones intermedias que se utilizaron para los estudios de linealidad y calibración. Todas las disoluciones se prepararon en metanol.

Se determinaron las curvas de calibración para cada uno de los compuestos representando el área del máximo para el compuesto frente a la masa del compuesto,

obteniéndose la recta que mejor se ajusta a los valores experimentales, utilizando el método de los mínimos cuadrados. Los niveles de concentración utilizados para las curvas de calibración están entre los 100 y 750 ng/μL y entre 10 y 450 ng/μL. Los límites de detección promedio se encontraron entre 0,02-1,67 μg/m<sup>3</sup> y los límites de cuantificación promedio entre 0,06-5,56 μg/m<sup>3</sup>.

#### 4.4 FACTORES DE EMISIÓN

##### 4.4.1 Cálculo de los factores de emisión

Para los fines del incorporar la información necesaria en los inventarios de emisiones no basta la cuantificación de las concentraciones de las especies, sino que es preciso determinar los factores de emisión de los diferentes compuestos químicos. En este trabajo dichos factores se calcularon usando la siguiente expresión:

$$F.E = \frac{C \times Q}{M}$$

donde:

F.E: Es el factor de emisión, expresado en μg g<sup>-1</sup>hs h<sup>-1</sup>

C: La concentración del compuesto, expresada en μg/m<sup>3</sup>;

Q: El caudal de aire muestreado, expresado en m<sup>3</sup>/h

M: La masa de biomasa seca expresada en gramos de hoja seca (ghs).

Sin embargo, la radiación fotosintéticamente activa y la temperatura de la hoja pueden tener variaciones en el corto plazo en la emisión de las especies químicas y por ello es necesaria una estandarización, de modo de hacer comparables los diferentes valores. Guenther et al., (1993) han establecido un algoritmo para estimar la emisión de base de los VOC a una temperatura de 30 °C y para un flujo RFA de 1000 μmol·m<sup>-2</sup>·s<sup>-1</sup>

El modelo para isopreno se describe con la fórmula siguiente:

$$I = I_S \times C_L \times C_T$$

donde el factor  $C_L$  se define por:

$$C_L = \frac{\alpha_{L1} L}{\sqrt{1 + \alpha^2 L^2}}$$

$L$  es la RFA,  $\alpha = 0,0027$  y  $c_{L1} = 1,006$  son coeficientes empíricos.

El factor  $C_T$  se define por:

$$C_T = \frac{\exp\left(\frac{c_{T1}(T-T_S)}{RT_S T}\right)}{1 + \exp\left(\frac{c_{T2}(T-T_M)}{RT_S T}\right)}$$

donde  $T$  es la temperatura de la hoja,  $T_S$  es la temperatura estándar (303 °K o 30 °C),  $R$  es una constante (= 8,314 J/mol°K), y  $c_{T1}$  (= 95 000 J/mol),  $c_{T2}$  (= 230 000 J/mol), y  $T_M$ (314 °K) son coeficientes empíricos (Nian-Peng et al., 2005).

Se ha establecido un algoritmo similar para los terpenos, dado por

$$M = M_S \times \exp(\beta(T - T_S))$$

donde  $M$  es la velocidad de emisión del monoterpeno a temperatura  $T$ ,  $M_S$  es la velocidad de emisión del monoterpeno a temperatura estándar  $T_S$  (30 °C), y  $\beta=0,09$  es un coeficiente empírico.

#### **4.5 MODELACIÓN DE CONCENTRACIONES DE OZONO EN LA REGIÓN METROPOLITANA**

Se realizó una modelación de las concentraciones de ozono troposférico en la Región Metropolitana en función de los datos aportados por las RED MACAM II con el software Arc Gis, utilizando la herramienta de análisis espacial interpolado, IDW.

## 5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN GENERAL

### 5.1 RESULTADOS

#### 5.1.1 Concentraciones de isopreno

##### 5.1.1.1 Peumo y maitén

La Figura 10 muestra el perfil horario de las concentraciones promedio de isopreno para 5 días y sus respectivas desviaciones estándar obtenidas para peumo y maitén. Los valores encontrados se sitúan entre los 400 y los 700  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Para el peumo las concentraciones registradas a las distintas horas del día se mantienen prácticamente constantes, no registrándose una variabilidad importante representada por la desviación estándar poblacional (de aquí en adelante, desviación estándar); sólo se puede apreciar un leve aumento de las concentraciones a las 17 horas (estadísticamente no hay diferencias según la hora). Al igual que para el peumo, en el caso del maitén no se presentan grandes diferencias entre las horas del día estudiadas. Si hay una tendencia que marca el aumento de las concentraciones entre las 9 y las 13 horas, para posteriormente disminuir hacia las 15 horas y aumentar hacia las 17 horas lo que presenta una mayor variación horaria de las concentraciones que el peumo, pudiendo contribuir a la formación de ozono hacia las horas de mayor temperatura y radiación, aunque en menor grado que el peumo.

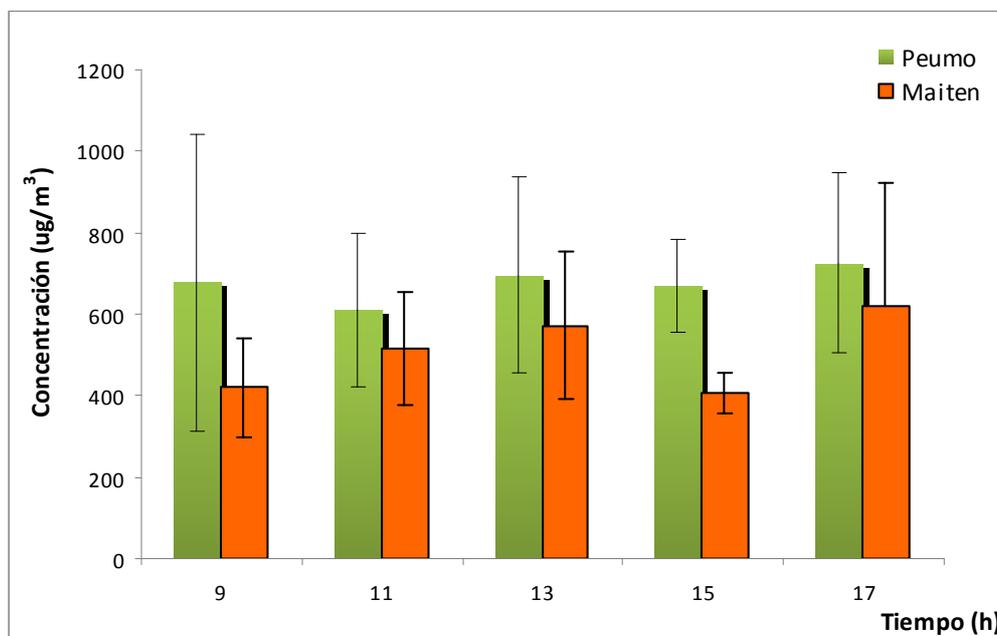


Figura 10. Concentraciones promedio (n=5 días) de isopreno y su desviación estándar a lo largo del día para peumo y maitén.

### 5.1.1.2 Pimiento y espino

La Figura 11 muestra las concentraciones promedio y las desviaciones estándar obtenidas para pimiento y espino a las distintas horas del día. Para el pimiento se observa un claro aumento de la concentración de isopreno a las 17 horas, registrándose valores hasta 40 veces mayores a los obtenidos en horas más tempranas. Esto significa que el isopreno emitido por el pimiento, podría contribuir a la formación de ozono durante las horas de la tarde, cuando la actividad fotoquímica comienza a declinar, por tanto su aporte podría no ser relevante.

La concentración de isopreno para el espino, al igual que para el pimiento, aumenta considerablemente hacia las horas de la tarde, registrándose una diferencia de más de 20 veces entre la emisión a las once de la mañana y la de las 17 h. Así, el isopreno emitido por el espino, al igual que por el pimiento, tendría un aporte a la formación de ozono poco relevante debido a que al rango de horas donde se registra la mayor emisión, la actividad fotoquímica disminuye. Se puede observar además que entre las 9 y las 13 horas los valores de concentraciones son similares a las observadas para peumo y maitén, esto es entre 400 y 800  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  aproximadamente, no así entre las 15 y 17 horas en las que se presentan valores de concentración entre los 300 y los 7000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para pimiento y espino.

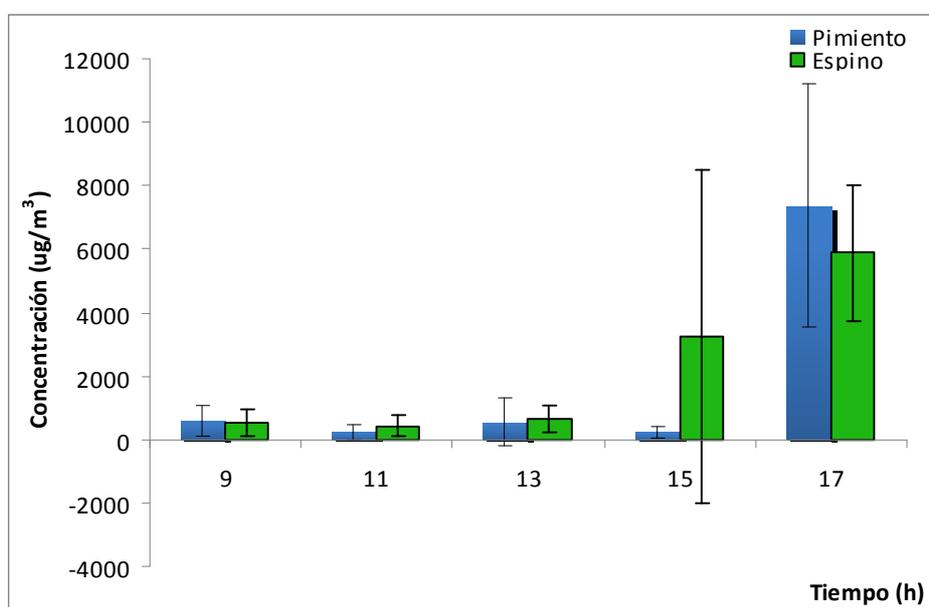


Figura 11. Concentraciones promedio (n=5 días) de isopreno y su desviación estándar a lo largo del día para pimiento y espino.

### 5.1.1.3 Comparación de concentraciones de isopreno entre especies nativas y exóticas.

La Figura 12 muestra una comparación entre las concentraciones de isopreno para las especies nativas y las concentraciones de isopreno de especies exóticas *Betula pendula* (abedul), *Olea europea* (olivo) y *Acacia dealbata* (aromo), presentes en la Región Metropolitana obtenidas en primavera por Alarcón (2007), en condiciones similares a las de este trabajo y por ende totalmente comparables.

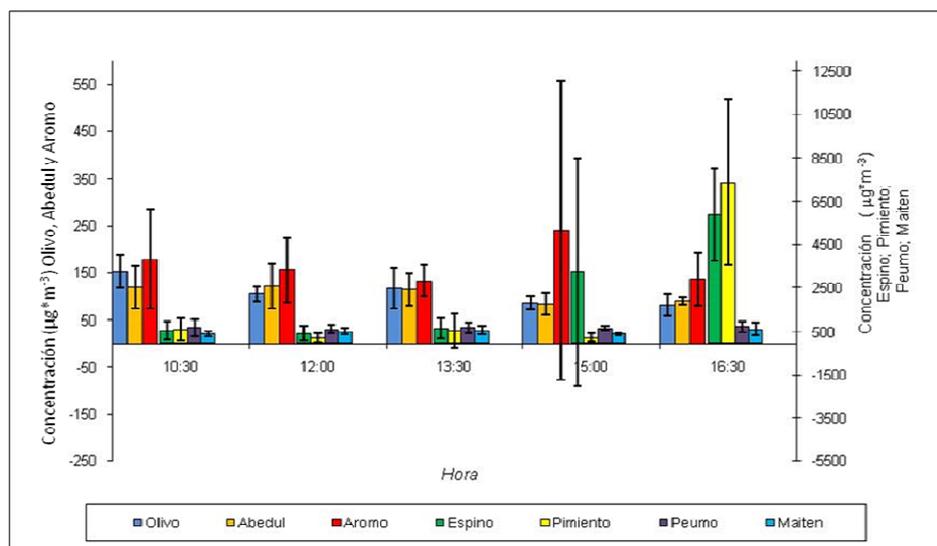


Figura 12. Concentraciones promedio (n=5 días) de isopreno y su desviación estándar a lo largo del día para peumo, pimienta, maitén, espino, olivo, abedul y aromo. Época de primavera.

Los resultados muestran que las emisiones de las especies nativas son, en general, menores a las de las especies exóticas.

Por otra parte, las desviaciones estándar poblacionales de las concentraciones promedio de isopreno emitidas en primavera son mucho más acentuadas en la tarde, especialmente en aromo, espino y pimienta. Las mayores emisiones producidas por las especies exóticas, corresponden al aromo y de las especies nativas al espino, ambas hacia las horas de la tarde.

En conjunto todas estas especies representan cerca del 10% del total de las especies arbóreas presentes en la Región Metropolitana (FONDEF D00I1078, 2004).

### 5.1.2 Concentraciones de monoterpenos

En la emisión de monoterpenos por parte del peumo se identificaron los siguientes compuestos: beta-mirceno, alfa-pineno, limoneno, cineol, g-terpineno y linalol. La Figura 13 muestra las concentraciones promedio de los monoterpenos y sus

respectivas desviaciones estándar, emitidos a distintas horas del día en los cinco días estudiados. Los compuestos mayoritariamente emitidos corresponden al cineol y linalol, compuestos que registran un aumento en su emisión desde las 13 hacia las 17:00 h.

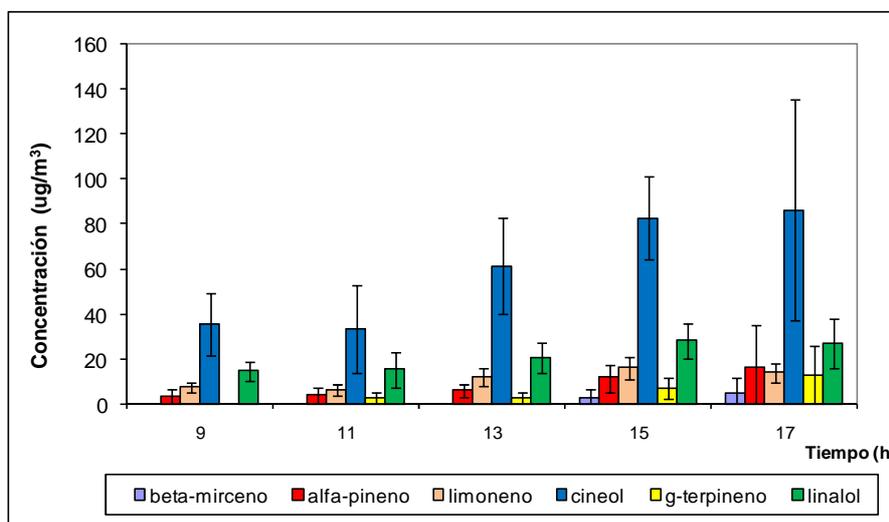


Figura 13. Concentraciones promedio (n=5 días) de monoterpenos y su desviación estándar a lo largo del día emitidos por pimento.

Los compuestos de menor emisión son el g-terpineno y el beta-mirceno. Se puede apreciar además que los valores de concentraciones de monoterpenos son menores a las concentraciones obtenidas de isopreno para pimento.

En la emisión de pimienta se identificaron los siguientes monoterpenos: beta-mirceno, 2-careno, alfa-pineno, limoneno, cineol, linalol y camfeno, como se muestra en la figura 14.

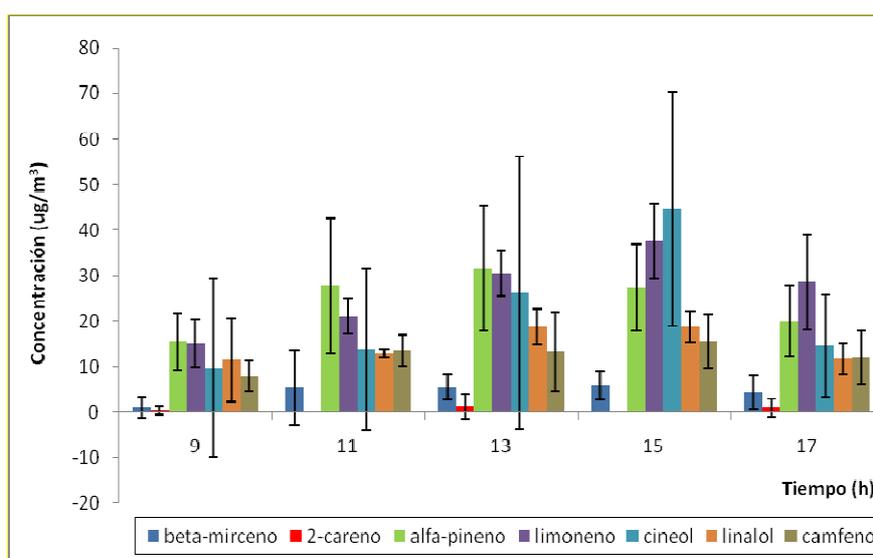


Figura 14. Concentraciones promedio (n=5 días) de monoterpenos y su desviación estándar a lo largo del día emitidos por pimienta.

La tendencia indica que las concentraciones de cineol, limoneno y alfa-pineno, compuestos mayoritariamente emitidos por pimienta, aumentan su concentración entre las 13 y las 17 h, lo que coincide con las horas de mayor radiación y temperatura, pudiendo favorecer la formación de ozono.

En el maitén se identificaron los siguientes monoterpenos: 3-careno, limoneno, cineol y linalol. Los mayoritariamente emitidos corresponden a cineol y linalol entre las 11 y las 15 h cuyas concentraciones son en promedio 3 a 7 veces mayores que las concentraciones de 3-careno y limoneno, las que también registran sus mayores emisiones entre las 11 y las 17h, horas en que se presenta la mayor temperatura y radiación, condiciones que favorecen la actividad fotoquímica de la atmósfera (Figura 15).

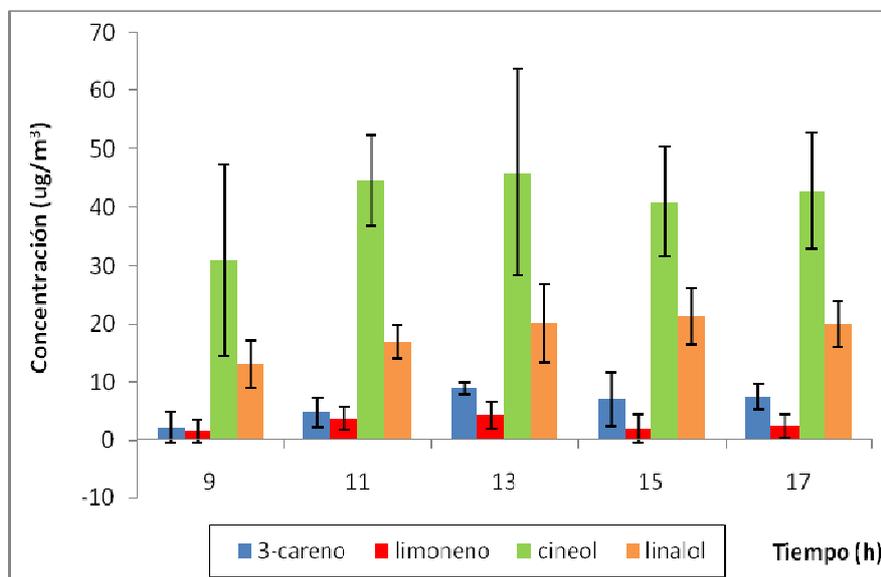


Figura 15. Concentraciones promedio (n=5 días) de monoterpenos y su desviación estándar a lo largo del día emitidos por maitén.

En el espino se identificaron los siguientes monoterpenos: beta-mirceno, 2-careno, alfa-terpineno, limoneno, cineol y linalol. Las concentraciones obtenidas son en promedio inferiores a las registradas para las demás especies estudiadas (figura 16). Esta menor emisión de COVsB se traduce en un menor potencial formador de ozono. Por otro lado el área foliar, dadas las características de sus hojas, es pequeña y por tanto su capacidad como captador de material particulado es baja.

La gran variabilidad de las desviaciones estándar se debe a que en algunos de los días muestreados no se pudieron cuantificar los compuestos y al promediar para los 5 días se producen los valores señalados.

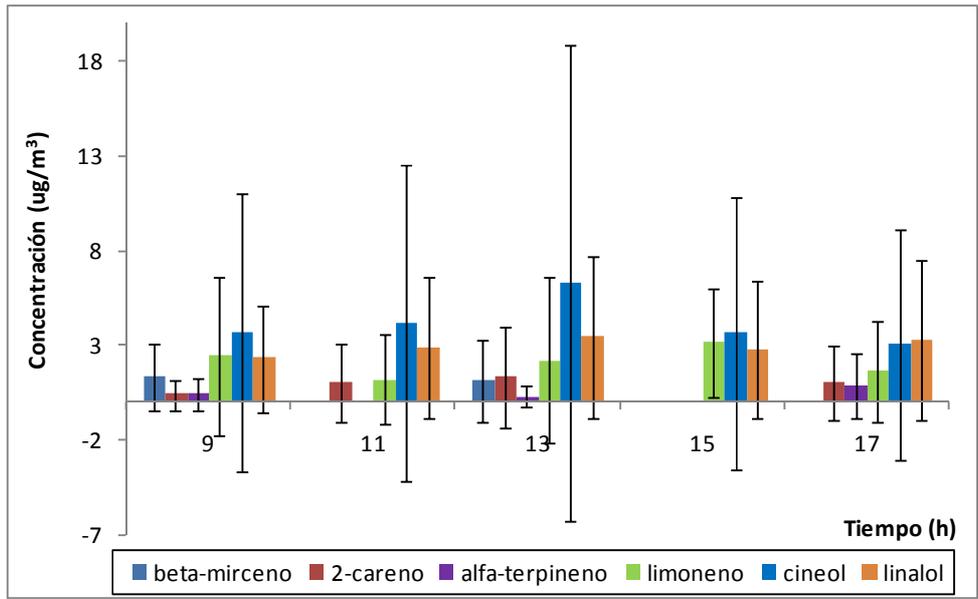


Figura 16. Concentraciones promedio (n=5 días) de monoterpenos y su desviación estándar a lo largo del día emitidos por espino.

### 5.1.3 Factores de emisión (FE) Isopreno

El Cuadro 4 muestra los factores de emisión promedio de isopreno normalizados para cada especie estudiada en primavera, expresados en  $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$ . Los promedios corresponden a los cinco días. El cuadro contiene además, los factores de emisión de las especies abedul, olivo y aroma, informadas por Préndez et al (2008).

Según estudios realizados en Europa el olivo presenta uno de los pólenes alergénicos más característicos de la zona (D'amato and Lobefalo, 1989). El abedul y el aroma también son alérgenos. Estas especies se caracterizan además por perder sus hojas en los meses de otoño e invierno, que es cuando se presentan los mayores problemas de contaminación atmosférica por material particulado en la Región Metropolitana; por tanto, estas especies no servirían como captadoras de las partículas en suspensión en las estaciones climáticas señaladas.

El polen de abedul es una de las principales causas de alergia en países del nordeste y centro de Europa, en donde se alcanzan concentraciones muy elevadas de polen. En Chile no hay estudios específicos, pero en Santiago entre los pacientes alérgicos a la primavera existen test cutáneos positivos en un 15% para polen de abedul (Laboratorio alérgenos Clínica Servet).

Cuadro 4. Factores de emisión de isopreno normalizados para especies arbóreas nativas y exóticas, expresados en  $\mu\text{g}(\text{ghs h})^{-1}$  en primavera.

Especie		Peumo	Pimiento	Espino	Maitén	Abedul*	Olivo*	Aromo*
Compuesto	Hora							
Isopreno	9	4,06	14,1	0,84	0,71	7,04	2,03	2,31
	11	1,96	0,45	0,29	0,49	3,35	0,67	6,31
	13	1,37	0,79	0,26	0,22	5,51	5,40	21,6
	15	0,95	0,21	1,16	0,19	10,9	5,89	46,0
	17	1,05	13,3	2,28	0,45	18,6	11,8	42,1
FE isopreno		1,88	5,77	0,97	0,41	9,08	5,16	23,7

FE: Factor de emisión normalizado promedio 5 días. \* FE: Préndez et al.; 2008.

El Cuadro 4 muestra que los factores de emisión promedio de isopreno, en general, son menores para las especies nativas, siendo este punto el más relevante de la investigación realizada. El maitén es el menor emisor de isopreno, seguido del espino, el peumo y el pimiento. Este último es el único que registra valores semejantes a los obtenidos para el olivo, a ciertas horas del día (9 y 17 h).

El peumo presenta sus mayores emisiones a las 9 de la mañana con un valor de 4,06, inferior al del abedul, pero superior a los factores de emisión del olivo y aroma a esa hora. De las especies nativas el que presenta las mayores emisiones es el pimiento, con dos máximos, uno a las 9 con valor de 14,1  $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$  y otro a las 17 h con un valor de 13,3  $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$ , lo que indica que a las horas de mayor temperatura, esta especie, reduce las emisiones de isopreno. En comparación con las especies exóticas, el pimiento, es el que presenta las mayores emisiones a las 9 h, siendo el abedul el segundo mayor emisor a la hora mencionada. Por otro lado, el aroma es la especie que presenta las mayores emisiones promedio de isopreno entre las 15 y las 17 h, con valores de factores de emisión de 46,0 y 42,1  $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$ , respectivamente.

El espino presenta mayores emisiones en horas de la tarde con valores que fluctúan entre 1,16 y 2,28  $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$ . En horas de la mañana, luego del maitén, es la especie que menos emisiones registra.

El maitén posee los menores factores de emisión siendo relativamente constantes a lo largo del día, con valores que se encuentran en el rango entre 0,19 y 0,71  $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$ , lo que indica que sus emisiones no serían mayoritariamente influenciadas por variables climáticas como la temperatura y la radiación fotosintéticamente activa.

La Figura 17 muestra los valores promedio general de los factores de emisión de isopreno para los cinco días de muestreo para las cuatro especies estudiadas y las

especies exóticas, olivo, abedul y aromo, a las distintas horas del día muestreadas. Estos valores demuestran que las especies nativas emiten menos isopreno que las especies exóticas, registrándose valores entre los 0,41 y 1,88  $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$ , salvo el pimientó, que es la única especie nativa que emite más isopreno que una exótica, en este caso el olivo.

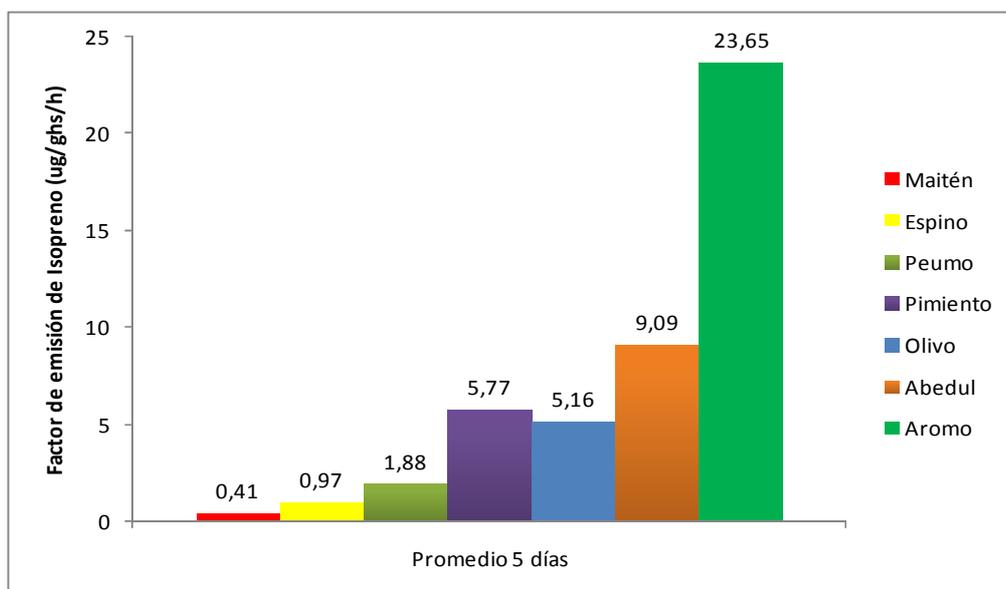


Figura 17. Factores de emisión de isopreno promedio para maitén, espino, peumo, pimientó, olivo, abedul y aromo.

#### 5.1.4 Factores de emisión monoterpenos

El Cuadro 5 muestra el rango de valores de los factores de emisión y los factores de emisión promedio normalizados de los monoterpenos emitidos por cada especie arbórea. Los valores están expresados en  $\mu\text{g}/\text{ghs}/\text{h}$ . Los factores corresponden a COVsB emitidos por peumo, pimientó, espino, maitén, abedul, olivo y aromo, en sus correspondientes períodos de muestreo. El cuadro siguiente muestra además, los factores de emisión de monoterpenos normalizados promedio totales para cada especie arbórea.

Cuadro 5. Factores de emisión de monoterpenos para peumo, pimienta, espino, maitén abedul, aroma y olivo en primavera, expresados en µg/ghs/h.

<b>Especie vegetal</b>	<b>Abedul*</b>	<b>Olivo*</b>	<b>Aromo*</b>	<b>Peumo</b>	<b>Pimienta</b>	<b>Espino</b>	<b>Maitén</b>
α-Pineno	0,156 - 0,074	0,022-0,012	0,026 - 0,022	0,029 - 0,013	0-0,002	-	-
β-mirceno	-	-	-	0,004- 0	0,003-0,001	0,003 - 0,001	-
Camfeno	11,10 - 4,540	1,180 - 0,684	0,661 - 0,478	-	0,011-0,004	-	-
2-Careno	0,147 - 0,074	0,042 - 0,025	0,113 - 0,054	-	0,001- 0	0,010 - 0	-
3-Careno	0,027 - 0,007	0,017 - 0,006	0,161 - 0,016	-	-	-	0,002 - 0,001
g-Terpineno	1,750 - 0,520	1,321 - 0,547	0,904 - 0,360	0,010 - 0	-	0 - 0	-
Limoneno	0,271 - 0,132	0,069 - 0,026	0,057 - 0,030	0,017-0,009	0,020-0,009	0,002 - 0,001	0,002 - 0
Cineol	11,70 - 4,491	2,072 - 1,201	1,801 - 0,914	0,079-0,049	0,013-0,007	0,003 - 0,002	0,019 - 0,009
Linalol	2,960 - 1,232	0,021 - 0,013	0,043 - 0,025	0,033-0,018	0,015-0,004	0,002 - 0,001	0,008 - 0,004
Terpineol	0,813 - 0,635	0,196 - 0,134	0,339 - 0,263	-	-	-	-
Borneol	0,499 - 0,302	0,129 - 0,081	0,290 - 0,130	-	-	-	-
Carvacrol	0,480 - 0,344	-	0,473 - 0	-	-	-	-
Rangos de Monoterpenos totales	29,90 - 12,35	5,070 - 2,729	4,868 - 2,292	0,172-0,089	0,063-0,027	0,020 - 0,005	0,031 - 0,014
FE Monoterpenos	21,12	3,899	3,580	0,131	0,045	0,013	0,023

\* Préndez et al. (2008)

De las especies nativas la que presenta los mayores factores de emisión de monoterpenos es el peumo, seguido del pimientó, luego maitén y por último espino. En peumo el compuesto mayoritariamente emitido es el cineol. En el pimientó la mayor emisión corresponde al limoneno. Mientras que en el maitén es el cineol y en el espino el cineol y el beta-mirceno.

Los factores de emisión promedio para monoterpenos, presentados en el Cuadro 6, muestran que el abedul es la especie que emite mayor cantidad de monoterpenos en el periodo de primavera, seguido del olivo y luego el aromo, situación que se invierte al analizar los datos de emisión de isopreno, donde es el aromo el mayor emisor seguido del abedul y el olivo.

Los Cuadros 4 y 5 muestran que, en primavera, los factores de emisión normalizados para isopreno desde abedul, olivo y aromo fueron mayores hasta en 2 órdenes de magnitud (caso del maitén) y de 1 a 3 órdenes de magnitud para los terpenos totales, a los determinados para peumo, pimientó, espino y maitén. Las diferencias específicas dependen del compuesto y de las especies arbóreas comparadas.

#### 5.1.4.1 Relación de los factores de emisión con la temperatura y la RFA

La Figura 18 muestra la emisión de monoterpenos a las distintas horas del día estudiadas y los correspondientes valores de temperatura y radiación fotosintéticamente activa (RFA). No se observa una relación directa entre la emisión de los monoterpenos y la temperatura y la RFA.

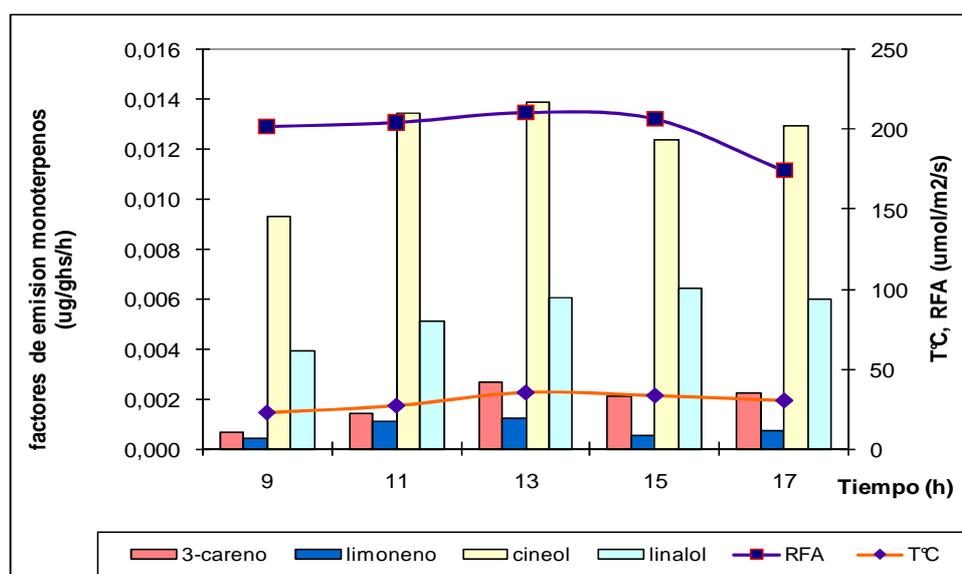


Figura 18. Factores de emisión de monoterpenos para maitén en función de la temperatura y la Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA)

La Figura 19 muestra que el compuesto mayoritariamente emitido por peumo es el cineol después de las 13 h, al igual que el resto de los compuestos, excepto el g-terpineno; este punto es de suma importancia ya que a esas horas la actividad fotoquímica de la atmósfera decae, lo que se traduce en que el aporte a la formación de ozono de estos COVs puede ser menor al aporte, por una parte, de las especies exóticas y por otra del potencial formador de ozono de los COVs de origen antrópico, cuyas concentraciones aumentan hacia las horas medias del día donde se ven favorecidas las condiciones para la formación de ozono. Por otra parte, no se aprecia una dependencia de la emisión con la temperatura ni con la RFA. Se debe tener presente que los valores de RFA dependen mucho de la nubosidad existente en la hora muestreada, por tanto aunque la temperatura registrada sea alta, si existe nubosidad que interfiera la lectura directa del sensor de RFA, esto quedará registrado en los valores; por otro lado también se debe considerar el movimiento de otras ramas del árbol que a veces provocan sombra impidiendo una buena lectura.

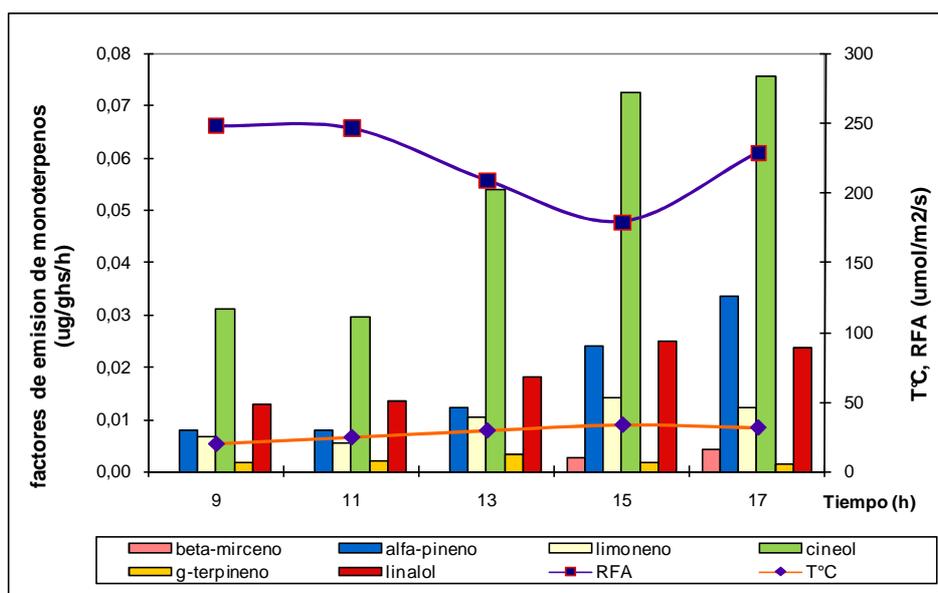


Figura 19. Factores de emisión de monoterpenos para peumo en función de la temperatura y la Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA).

La Figura 20 muestra las emisiones de monoterpenos para pimienta en función de la temperatura y la RFA. Se puede ver que los compuestos mayoritariamente emitidos corresponden a limoneno y cineol. En este caso si se observa una correlación entre la temperatura y la emisión de los compuestos, los que en su mayoría aumentan su emisión entre las 13 y 15 h, cuando también se registran las mayores temperaturas. Por otro lado, se registraron valores promedio de RFA mayores hacia las horas de la mañana, lo que indica que las emisiones de monoterpenos por parte del pimienta no estarían necesariamente relacionadas a la RFA.

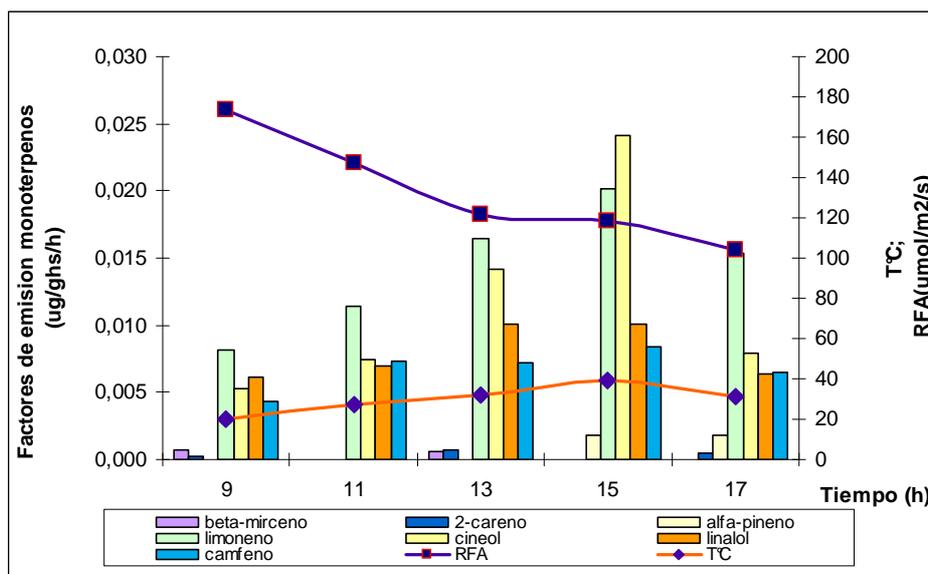


Figura 20. Factores de emisión de monoterpenos para pimiento en función de la temperatura y la Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA).

Para el espino se puede ver que existe una cierta correlación entre el aumento en la emisión de monoterpenos y el incremento progresivo de la RFA desde la 9 a las 15 horas. Por su parte los valores de temperatura se mantienen relativamente constante, con un pequeño aumento hacia las 13 horas lo que coincide con el aumento en la emisión de monoterpenos. Los factores de emisión más elevados para el espino corresponden a cineol y beta-mirceno (Ver Figura 21).

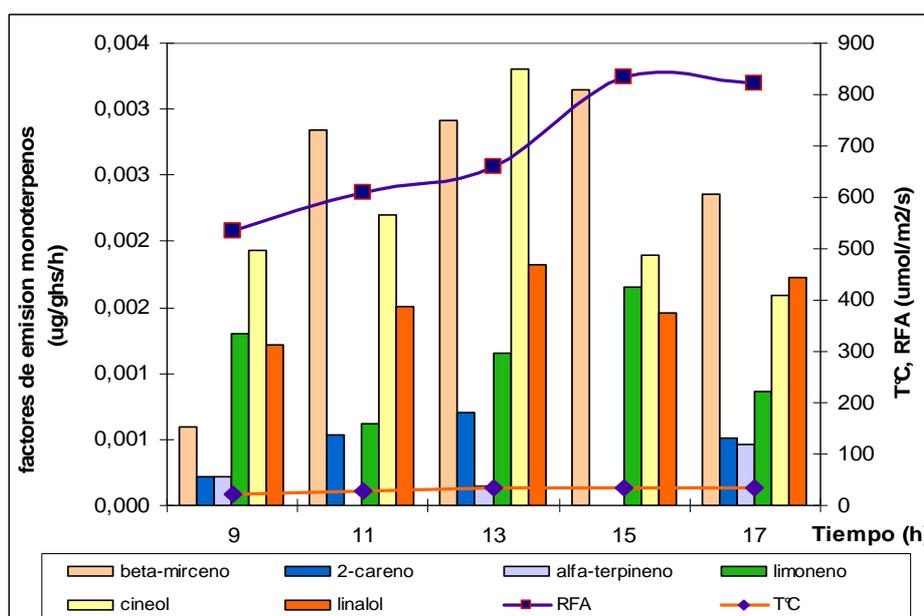


Figura 21. Factores de emisión de monoterpenos para espino en función de la temperatura y la Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA).

## 5.2 DISCUSIÓN GENERAL

### 5.2.1 Concentración de ozono en la Región Metropolitana

La Figura 22 muestra las concentraciones de ozono entre los años 2000-2006 medidas en la región Metropolitana. Se observa que es la zona oriente, particularmente en las comunas de Las Condes, Vitacura y La Reina donde se registran las mayores concentraciones de ozono, valores que fluctúan entre los 151,1 y 182,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ .

Estas concentraciones disminuyen en las comunas del área norte, tales como, Renca, Independencia y Conchalí, y las comunas del área sur, entre ellas, El Bosque, La Cisterna y San Bernardo, donde se registran valores de concentración de ozono que varían entre 125,9 y 138,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ . Como se puede ver, aunque en las comunas de la zona norte y sur las concentraciones de ozono son levemente inferiores, los valores promedio (promedio 8 horas, anuales) obtenidos entre los años 2000 y 2006 se encuentran sobre la norma de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ .

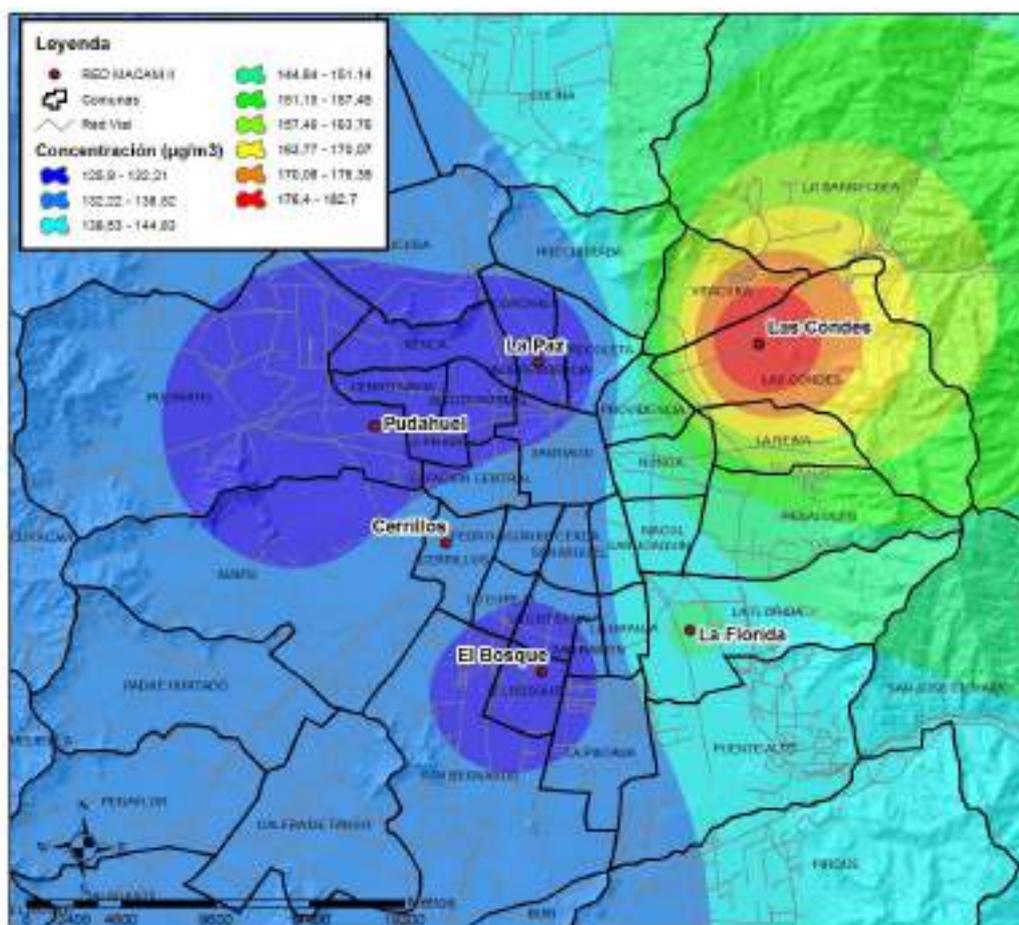


Figura 22. Concentraciones de ozono ( $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ ) modelada por estación de monitoreo entre los años 2000-2006. A partir de datos de CONAMA RM.

Además las comunas del área oriente presentan la mayor cantidad de días sobre la norma, llegando a registrar entre 88 y 134 días aproximadamente, lo que corresponde en promedio a 161 días, es decir un 30,4% de los días de un año.

Todas las estaciones de la red MACAM II presentan valores de concentración de ozono que se encuentran de manera sistemática por sobre lo normado. Este punto es gran trascendencia a la hora de evaluar el problema de ozono que enfrenta la Región Metropolitana, evidenciando que las medidas propuestas a través de los planes de descontaminación atmosférica existentes no han tenido los resultados esperados.

Al contrario de lo que ocurre con las concentraciones de material particulado, las que se registran fundamentalmente en las zonas de menores ingresos, las mayores concentraciones de ozono se registran en el área oriente, generando lo que algunos investigadores definen como justicia ambiental (Romero et al., 2007). Esto en contraparte a lo que ocurre con los mayores aportes a la contaminación de material particulado, los que se deben al uso de automóviles particulares, automóviles que en su gran mayoría pertenecen al estrato de mas altos ingresos, generando por su parte una sensación de injusticia ambiental.

### **5.2.2 Emisiones biogénicas como precursoras de ozono**

Respecto de la emisión total de COVs según el inventario realizado por el DICTUC al escenario real del 2005, se tiene que de la totalidad de COVs emitidos a la atmosfera, los COVs de origen antrópico representan el 82 %, siendo la de mayor aporte, la fuente categorizada como "Otras residenciales". Por otra parte, las emisiones biogénicas forman parte de un porcentaje del restante 18%, lo que significa que su aporte es minoritario respecto de los COVs aportados por las distintas actividades humanas dentro de la ciudad.

El potencial formador de ozono en la atmósfera depende entonces de al menos cuatro grupos de factores relevantes: las emisiones, ciertas características químicas, ciertas características físicas de la atmósfera y características urbanas del lugar. En el primer caso existe una dependencia directa con los factores de emisión de los COVsB y las emisiones de contaminantes primarios de origen antrópico (NOx y COVs), principales responsables de la formación de ozono en la Región Metropolitana. En el segundo, la dependencia química (probabilidades de reacción de las especies en fase gaseosa) ocurre vía las constantes de velocidades de reacción y tiempos de vida en la atmósfera y de las concentraciones de óxidos de nitrógeno (NOx), radicales OH, radicales nitrato ( $\cdot\text{NO}_3$ ) y ozono ( $\text{O}_3$ ), entre otras especies químicas, en tercer lugar y de la mano con lo anterior, están los factores ambientales como la temperatura,

movimiento de las masas de aire, la radiación y la humedad relativa. Estos factores son los responsables de que en las comunas de la zona oriente se registren las mayores concentraciones de ozono. Específicamente los máximos de ozono se producen en primavera-verano, teniendo como hora punta cerca de las 16 h, esto influenciado por el desplazamiento de las masas de aire desde el centro de la ciudad hacia la zona oriente, las que desplazan los contaminantes primarios (NO<sub>x</sub> y COVs) los que en conjunto con la radiación generan las condiciones necesarias para la formación de ozono.

Una estimación numérica del potencial formador de ozono, con proyección al tema de la contaminación atmosférica urbana es compleja y requiere al menos de la evaluación correcta de todos esos parámetros a fin de elaborar un modelo predictivo.

El Cuadro 6 muestra los tiempos de vida media de los COVsB mayoritariamente emitidos por las especies arbóreas estudiadas en sus reacciones con O<sub>3</sub> y con los radicales OH y NO<sub>3</sub>. Se puede observar que el isopreno y camfeno reaccionarán más rápidamente con los ·OH que con O<sub>3</sub> y ·NO<sub>3</sub>, pudiendo eventualmente contribuir a la formación de ozono, si el resto de las condiciones está dada. Por su parte el cineol, monoterpeno mayoritariamente emitido por todas las especies nativas, presenta tiempos de vida media cortos para su reacción con radicales OH. En cambio, el linalol, el limoneno y el α-terpineno reaccionarán preferentemente con el radical nitrato, que se forma por medio de la reacción entre O<sub>3</sub> y NO<sub>2</sub>, especie más oxidante durante la noche, por tanto su aporte a la formación de ozono no es tan relevante, adquiriendo mayor importancia la formación derivados nitrados. En suma, isopreno, camfeno, linalol, limoneno y α-terpineno son compuestos cuyos tiempos de vida media frente a la reacción con el radical OH permitirían la formación de ozono durante las horas del día donde se observa la mayor emisión, actividad fotoquímica y traslado de las masas de aire.

Cuadro 6. Tiempos de vida media de algunos COVsB debido a la reacción con O<sub>3</sub> y con los radicales OH y NO<sub>3</sub>.

Compuesto	·OH <sup>a</sup> vida media ;	O <sub>3</sub> <sup>b</sup> vida media ;	·NO <sub>3</sub> <sup>c</sup> vida media ;
isopreno	1,7h	1,3 días	1,7 días
camfeno	3,5 h	18 días	1,5 días
cineol	1,4 días	>110 días	16 años
linalol	1,2 h	52 min	3 min
limoneno	1,1 h	1,9 h	53 min
α-terpineno	31 min	3 min	4 min

a:Para una concentración de ·OH promedio de 12 horas durante el día de  $1,5 * 10^6$  moléculas cm<sup>-3</sup> (0,06 pg l<sup>-1</sup>) (Prinn et al., 1987).

b:Para una concentración de O<sub>3</sub> promedio de 24 horas de  $7 * 10^{11}$  moléculas cm<sup>-3</sup> (30 ng l<sup>-1</sup>) (Logan, 1985).

c:Para una concentración de NO<sub>3</sub> promedio de 12 horas de  $2,4 * 10^7$  moléculas cm<sup>-3</sup> (1 pg l<sup>-1</sup>) (Atkinson et al., 1986).

### 5.2.3 Gestión del arbolado urbano y su aporte a la descontaminación atmosférica en la Región Metropolitana.

Las áreas verdes urbanas aportan numerosos beneficios ambientales y sociales que contribuyen a mejorar la calidad de vida de quienes habitan una ciudad. Junto con el crecimiento de las grandes ciudades, como Santiago, donde por una parte se han fragmentado sus áreas verdes producto del avance de la ciudad, y por otra, ha crecido también la demanda por más espacios verdes, esto nos lleva a pensar en enfocar el problema de la contaminación atmosférica desde la perspectiva del desarrollo sustentable y particularmente desde la carencia de una planificación territorial adecuada, que integre armónicamente las necesidad de crecimiento y las necesidades de servicios ambientales, tales como las áreas verdes en la ciudad. Es necesario entonces preguntarse si por ejemplo la cuenca de Santiago tiene copada su capacidad de carga para seguir recibiendo más contaminación, que podemos hacer para mitigar en parte los fenómenos que trae asociada una expansión descontrolada de la ciudad.

El arbolado urbano bien gestionado puede mitigar el impacto ambiental del desarrollo urbanístico al moderar el microclima de las ciudades, mejorar la calidad del aire, controlar la escorrentía e inundaciones, reducir los niveles de ruidos, crear hábitats para la vida silvestre, reducir los niveles de estrés en las personas y contribuir al embellecimiento de las ciudades. Es pertinente pensar entonces en que estos beneficios deben ser incluidos como parte de los modelos de gestión ambiental en las grandes ciudades.

El Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA) de la Región Metropolitana reconoce el problema del ozono troposférico como uno de los más difíciles de controlar dada su característica de contaminante secundario.

La relevancia otorgada en el PPDA a los Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs) obedece principalmente a la participación que estos tienen en la formación de smog fotoquímico, como precursor del Ozono ( $O_3$ ) troposférico. En el programa para el control de COVs del PPDA no se define una norma para reducir emisiones, sino un plan de acción con este objetivo. Donde las medidas adoptadas están solo enfocadas al control de las fuentes y no visualizar el problema desde la perspectiva del ecosistema urbano. Mientras no se entienda el problema de la contaminación atmosférica como un sistema dinámico e integral, en el que participan todas las variables y solo se ataque en forma individual cada problema o contaminante, los resultados seguirán siendo pobres y solo permitirán cumplir con “normas” lo que no necesariamente significa asegurar una calidad de vida aceptable para todos quienes habitan la ciudad, sin que además las diferencias económicas y sociales tengan injerencia en quienes pueden o deben estar más expuestos a la contaminación.

Las estimaciones efectuadas en los inventarios de emisiones de los años 2000 y 2005 para la Región Metropolitana tienen la deficiencia de utilizar los factores de emisión informados en la literatura y obtenidos en condiciones ambientales de otros países, para las especies exóticas presentes en Chile, cultivadas en el ambiente chileno y peor aún de asimilar por consideraciones taxonómicas y ecológicas los factores de emisión para las especies arbóreas nativas.

Aun cuando en Chile, son las Municipalidades las que mayoritariamente tienen la responsabilidad de administrar las áreas verdes, es necesario proponer una coordinación que debe nacer desde el gobierno central, el que a su vez agrupe y coordine los programas de reforestación urbana de las municipalidades bajo el alero de una política integral que como se señaló anteriormente, utilice efectivamente el arbolado urbano como una herramienta más de apoyo a la descontaminación atmosférica de la ciudad, en particular utilizando especies nativas.

### 5.3 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este trabajo permiten concluir que:

Se determinaron por primera vez los factores de emisión normalizados para isopreno y monoterpenos de cuatro especies nativas; peumo, pimienta, maitén y espino.

De las especies arbóreas nativas estudiadas el pimienta presenta los mayores factores de emisión, seguido en orden descendente por peumo, espino y maitén.

Todas las especies arbóreas estudiadas muestran emisiones de COVsB con diversas dependencias, respecto de las horas del día y las condiciones ambientales (temperatura y radiación fotosintéticamente activa).

El isopreno es, en general, la especie química emitida mayoritariamente por todas las especies nativas estudiadas; se identificaron y cuantificaron además 8 monoterpenos, siendo sólo cuatro de ellos los cuantificados regular y mayoritariamente.

El isopreno es la especie que reacciona más rápidamente con el radical OH, pudiendo eventualmente generar ozono.

Las especies nativas presentan factores de emisión con valores menores a los informados para las especies arbóreas exóticas; como consecuencia, el potencial formador de ozono de las especies nativas es menor al de las especies exóticas consideradas.

El abedul es la especie exótica con mayores emisiones de monoterpenos. Sus factores de emisión son 10 o más veces mayores que los de olivo y aramo y hasta  $10^5$  veces mayores que los de las especies nativas. En el caso del isopreno la diferencia entre los mayores factores de emisión ocurre entre aramo y pimienta (4 veces).

La elaboración de inventarios de emisión, mezclando compuestos con perfiles de emisión diario, reactividades y tiempos de residencia en la atmósfera y por ende potenciales formadores de ozono muy distintos, puede conducir a conclusiones erróneas acerca de las ventajas comparativas del uso del arbolado como estrategia de descontaminación atmosférica.

El ozono en la Región Metropolitana se produce fundamentalmente por la emisión de COVs de origen antrópico. El aporte de COVsB representa sólo el 18%, el cual podría disminuirse aun más si la reforestación urbana considerará especies nativas.

Un conocimiento más completo de los factores de emisión de los COVsB de las especies arbóreas urbanas presentes en Chile, permitiría elaborar estrategias más eficientes y eficaces con una buena base experimental y programas computacionales que asuman apropiadamente los factores de emisión de los COVsB.

En términos generales lo señalado anteriormente reafirma la idea de que los fenómenos de contaminación atmosférica deben ser entendidos desde una visión ecosistémica como una eficiente vía por la cual se puedan lograr cambios significativos que ayuden a cumplir las metas destinadas a proteger la salud de la población y el ambiente.

Los antecedentes presentados en este trabajo muestran que el arbolado urbano es una herramienta efectiva para utilizarlo en programas para el control de la contaminación atmosférica y no solamente como un elemento ornamental o estético, en particular fomentar el uso de las especies nativas estudiadas, tomando en primer lugar el maitén seguido del peumo, pimienta y espino. Este último presenta espinas y el área foliar que posee es baja en comparación con la de las demás especies nativas, elemento relevante para la captación de material particulado.

## 5.4 RECOMENDACIONES

A fin de llenar los vacíos de información, reducir las fuentes de incertidumbre y mejorar la precisión de los inventarios existentes, se requiere emprender una serie de trabajos de investigación y generación de información.

Uno de los principales factores de incertidumbre en la estimación de las emisiones es que los índices de emisión son limitados; por ello, es necesario generarlos para las principales especies de árboles, prestando una mayor atención a las especies nativas, para las que existen muy pocos estudios a nivel nacional.

Para establecer el impacto real de las emisiones biogénicas en áreas urbanas se debe identificar la distribución y características de sus áreas verdes, así como la cantidad de biomasa y especies que las conforman.

Implementar o incluir en los modelos de calidad del aire a escala regional disponibles en la actualidad las emisiones biogénicas como precursores de ozono y aerosoles secundarios para estimar las concentraciones de base de estos compuestos.

Se recomienda generar planes de reforestación en las zonas de estratos socioeconómicos más bajos; esto se traduciría en aumentar el área foliar y por tanto la capacidad de captación de material particulado y gases, además de otros beneficios sociales y económicos.

Se recomienda reforestar con especies nativas, dados los múltiples valores que proporcionan al ecosistema urbano, tales como, mayor captación de material particulado en invierno dado que son de hoja perenne, mejor adaptabilidad por ser su ambiente natural y requerir por lo tanto menor mantenimiento, además de ser en su gran mayoría no alérgenos.

Sería conveniente que los planes de reforestación urbana fueran coordinados y en parte financiados por el Estado, de manera que los beneficios asociados sean transversales y no se encuentren sujetos a consideraciones económicas por parte de los municipios, y por tanto se transformen en una política general de apoyo a la descontaminación atmosférica.

Para cubrir las necesidades mencionadas se requiere la formación de investigadores y técnicos chilenos para realizar investigación en este campo.

## 6 BIBLIOGRAFÍA

Abeles, F., P. Morgan and J. Saltveit. 1992. Ethylene in plant biology. Academic Press, New York.

Actualización del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos en la Región Metropolitana 2005, escenario 2005. 2007. Resumen ejecutivo. Comisión Nacional del Medio Ambiente. DICTUC.

Actualización del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos en la Región Metropolitana 2005, escenario 2010. 2007. Resumen ejecutivo. Comisión Nacional del Medio Ambiente. DICTUC.

Alvarado, A., E.C. Tuazon, S.M. Aschmann, R. Atkinson and J. Arey. 1998. Products of the gas-phase reactions of O(<sup>3</sup>P) atoms and O<sub>3</sub> with α-pinene and 1,2-dimethyl-1-cyclohexene. J. Geophys. Res. 103, 25541-25551

Alarcón, F. 2007. Caracterización química de compuestos orgánicos volátiles emitidos por árboles urbanos exóticos y su proyección sobre la generación de contaminantes secundarios en la atmósfera. Memoria para optar al Título de Químico, Universidad de Chile,

Andreae, M. O., and P. J. Crutzen. 1997. Atmospheric aerosols: Biogeochemical sources and role in atmospheric chemistry. Science 276: 1052-1058.

Aragón, P., Atienza, J. and Climent, M.D. 2000. Analysis of organic compounds in air: A review. Critical reviews in analytical chemistry 30 (2 & 3), 121-151.

Aschmann, S.M., A. Reissell, R. Atkinson y J. Arey. 1998. Products of the gas phase reactions of the OH radical with a- and b-pinene in the presence of NO, J. of Geophys. Res. 103(D19), 25553-25561.

Atkinson, R., Winer A.M. and J.N. Pitts, Jr. 1986. Estimation of night-time N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> concentrations from ambient NO<sub>2</sub> and NO<sub>3</sub> radical concentrations and the role of N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> in night-time chemistry. Atmospheric Environment 20:331-339.

Bertin, N., Staudt, M., Hansen, U., Seufert, G., Ciccioli, P., Foster, P., Fugit, J. L., y L. Torres. 1997. Diurnal and seasonal sources of monoterpene emissions from *Quercus ilex* (L.) under natural conditions-Application of light and temperature algorithms. Atmospheric Environment 31: 135-144.

Blacet, F.E. 1952. Photochemistry in the lower atmosphere. Ind. Eng. Chem, 44. 1339-1952.

Boissard, C., X.L. Cao, C.Y. Juan, C.N. Hewitt and M. Gallagher. 2001. Seasonal variations in VOC emission rates from gorse (*Ulex europaeus*). Atmos. Environ. 35, 917-927.

Bowman, F. and J. H. Seinfeld. 1994. Ozone productivity of atmospheric organics. J. Geophys. Res. 99 (D3), 5309

Calogirou, A., Larson B.R., Kotzias, D. 1999. Gas-phase terpene oxidation products: A review. Atmos. Environ 33. 1423-1439.

Calogirou, A., Larsen, B.R., Brussol, C., Duane, M. and Kotzias, D. 1996. Decomposition of terpenes by ozone during sampling on tenax. *Analytical Chemistry* 68, 1499-1506.

Chameides, W.L., Lodge, J.P. 1992. Tropospheric ozone: formation and fate. In: Lefohn, A.S. (Ed.), *Surface level ozone exposures and their effects on vegetation*, pp. 1-30.

Chameides W.L., R.W. Lindsay y C.S. Klang. 1988. The role of biogenic hydrocarbons in urban photochemical smog: Atlanta as a case study. School of Geophysical Sciences, Georgia Institute of Technology, Science reports, September.

CEPE. 1996. Eds: L. Kärenlampi. and L. Skärby. Critical levels for ozone in Europe: testing and finalising the concepts. UN-ECE workshop report. University of Kuopio, Finlandia.

Corvalán, R. 1998. Contaminación atmosférica en la ciudad de Santiago. *Ciencia al Día*. Vol 1. N°1.

D'amato G, and Lobefalo G. 1989. Allergenic pollens in the southern Mediterranean area. *J Allergy Clin Immunol*; 83: 116-122.

Dobbs, C. 2005. Construcción de modelos de estimación de biomasa y área foliar para diez especies arbóreas urbanas de la ciudad de Santiago. Memoria para optar al título de Ingeniero Forestal, Universidad de Chile.

D.S.N.º 112/02 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República. Norma de Calidad Primaria de Aire para Ozono, 2003.

D.S. 58/03 Ministerio Secretaria General de la Presidencia. Reformula y Actualiza Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana (PPDA), 2004.

D.S.Nº 131/96 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República. Declara zona saturada por ozono, material particulado respirable, partículas en suspensión y monóxido de carbono y zona latente por dióxido de nitrógeno, al área que indica, 1997.

Escobedo FJ, Wagner J, Nowak DJ, de la Maza CL, Rodríguez M, Crane DE. (2008). Analyzing the cost-effectiveness of Santiago Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *J. Env. Manag.* 86: 148-157.

Escobedo, F., Hernández, J., De la Maza, Carmen L., Rodríguez; Manuel., Nowak, D. J y Crane, Daniel E. 2004. Determinando los efectos del arbolado urbano sobre la calidad del aire. Caso Santiago de Chile. *Fac. Ciencias Forestales, U. de Chile, Publ. Misc. N°5*, 19-25.

Fall R. 1999. Biogenic emissions of VOCs from higher plants. *Reactive Hydrocarbons in the Atmosphere*, edited by C.N. Hewitt, Academic Press, San Diego, 43–96.

Farmer, E.E., y C.A. Ryan. 1990. Interplant communication: airborne methyl jasmonate induces synthesis of proteinase inhibitors in plant leaves. *Proceedings of Natural Academy of Sciences* 87: 7713-7716.

Fehsenfeld, F., J. Calvert, R. Fall, P. Goldan, A.B. Guenther, C.N. Hewitt, B. Lamb, S. Liu, M. Trainer, H. Westberg y P.R. Zimmerman. 1992. Emission of volatile organic compounds from vegetation and the implications for atmospheric chemistry. *Global Biogeochem. Cycles* 6, 389-430.

Fenger, J., Hertel, O. and Palmgren, F. 1999. *Urban air pollution, European aspect*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holand.

Finlanson-Pitts, B.J and Pitts, James Jr, N. 2000. *Chemistry of the upper and lower atmosphere. Theory, experiments and applications*. Academic press

FONDEF D00I 1078 "Desarrollo de un sistema de gestión de vegetación urbana con fines de descontaminación atmosférica y de apoyo a la toma de decisiones de nivel municipal". Informe final, 14 de marzo de 2004.

Geiger, J.R. 2001. *Benefits of the urban forest center for urban forest research*, Pacific Southwest Research Station, USDA Forest Service.

Geron, C., A.B. Guenther, T. Sharkey and R.R. Arnts. 2000 Temporal variation in basal isoprene emission factor. *Tree Physiology* 20, 799-805.

Guenther, A., C. Geron, T. Pierce, B. Lamb, P. Harley y R. Fall. 2000. Natural emissions of non-methane volatile organic compounds, carbon monoxide, and oxides of nitrogen from North America. *Atmospheric Environment* 34: 2205-2230.

Guenther, A.B., J. Greenberg, P. Harley, D. Helmig, L. Klinger, L. Vierling, P.R. Zimmerman y C. Geron. Leaf, Branch. 1996. Stand and landscape measurement of volatile organic compound fluxes from U.S. Woodlands, *Tree Physiology* 16, 17-24.

Guenther, A. C.N. Hewitt, D. Erickson, R. Fall C. Geron, T. Graedel, P. Harley, L. Klinger, M. Lerdau, W.A. McKay, T. Pierce, B. Scholes, R. Steinbrecher, R. Tallamraju, J. Taylor and P. Zimmerman. 1995. A global model of natural volatile organic compound emissions. *J. Geophys. Res.* 100, 8873-8892

Guenther, A.B., Zimmerman, P.R. y Harley, P.C. 1993. Isoprene and monoterpene variability: Model evaluations and sensitivity analysis. *J. Geophys. Res.* 98. 609-617.

Guenther, A.B., R.K. Monson y R. Fall. 1991. Isoprene and monoterpene emission rate Variability: Observations with eucalyptus and emission rate algorithm development. *J. Geophys. Res.* 96 (D6), 10799-10808.

Gutiérrez, P. 1997. *Silvicultura urbana. Manual técnico sobre parques urbanos*. MINVU U. E., CONAMA.

Grosjean, D. 1995. Atmospheric chemistry of biogenic hydrocarbons relevance to the Amazon. *Quimica Nova* 18: 184-201.

Haagen-Smit A., E. Darley E., M. Zaitiin, H. Huij y W. Noble. 1952. Investigation on injury from air pollution in the Los Angeles area. *Plant Physiology*, 27: 18-34.

Hakola, H., J. Rinne and T. Laurila. 1998. Hydrocarbon emission rates of tea-leaved willow (*Salix phylicifolia*), Silver birch (*Betula pendula*) and European aspen (*Populus tremula*). Atmos. Environ. 32, 1825-1833.

Harborne, J.B. 1991. Recent advances in the ecological chemistry of plant terpenoids. Páginas: 399-426. en: J.B. Harborne, y F.A. Tomes-Barberan (editores). Ecological Chemistry and Biochemistry of Plant Terpenoids. Clarendon Press, Oxford.

Harrison, D., Hunter, M. C., Lewis, A. C., Seakins, P. W., Bonsang, B., Gros, V., Kanakidou, M., Touaty, M., Kavouras, I., Mihalopoulos, N., Stephanou, E., Alves, C., Nunes, T., y C. Pio. 2001. Ambient isoprene and monoterpene concentrations in a Greek Fir (*Abies Borisii-Regis*) forestry reconciliation with emissions measurements and effects on measured OH concentrations. Atmospheric Environment 35: 4699-4711.

Health-Canada and Environment-Canada. 1999. National ambient air quality objectives for ground-level ozone. Federal provincial Working Group on Air Quality Objectives and Guidelines. Health-Canada & Environment-Canada

Heiden, A.C., T. Hoffmann, D. Kahl, D. Klockow, C. Langebartels H. Mehlhorn, Sandermann Jr., M. Schraudner, G. Schuh and J.Wildt. 1999. Emission of volatile organic compounds from ozone exposed plants. Ecological Applications 9(4), 1160-1167.

Hernández Palma, H. Jaime. 2008. La situación del arbolado urbano en Santiago. En: revista de urbanismo, N°18, Santiago de Chile, publicación electrónica editada por el Departamento de Urbanismo, F.A.U. de la Universidad de Chile, I.S.S.N. 0717-5051.

I.G.M, 1979. (Instituto Geográfico Militar) Atlas de las formas del relieve de Chile.

Isidorov V. 1994. Volatile emissions of plants-composition, emission rate, and ecological significance. Alga, St. Petersburg.

Janson, R. W., C. De Serves and R. Romero. 1999. Emission of isoprene and carbonyl compounds from a boreal forest and wetland in sweden. Agric. For. Meteorol. 98-99, 671-681.

Janson, R.W. 1993. Monoterpene emissions from ecot eine and Norwegian spruce. J. Geophys. Res. 98, 2839-2850.

Kavouras, I. G., Mihalopoulos, N., E., y G. Stephanou. 1998. Formation of atmospheric particles from organic acids produced by forests. Nature 395: 683-686.

Kavouras, I. G., Mihalopoulos, N., y E. G. Stephanou. 1999. Formation and gas/particle partitioning of monoterpenes photo-oxidation products over forests. Geophysical Research Letters 26: 55-58.

Kesselmeier, J., Schäfer, L., Ciccioli, P., Brancaleoni, E., Cecinato, A., Frattoni, M., Foster, P., Jacob, V., Denis, J., Fugit, J. L., Dutaur, L., Torras, L. 1996.: Emission of monoterpenes and isoprene from a Mediterranean ok species *Quercus ilex* L. measured within the BEMA (Biogenic Emissions in the Mediterranean Area) project. - Atmos. Environ. 30: 1841-1850.

Kim, J.C. 2001. Factors controlling natural VOC emissions in a southeastern US pine forest. Atmospheric Environment 35(19): 3279-3292.

Knoerr, K. R. y F.L. Mowry. 1981. Energy balance/bowen ratio techniques for estimating hydrocarbon fluxes. eN: J.J. Bufalini y R.R. Arnts. Atmospheric Biogenic Hydrocarbons. Butterworth, EE.UU.

Lamb, B., Guenther, A., Gay, D. and Westberg, H. 1987. A national inventory of biogenic hydrocarbon emissions. Atmos. Environ 21, 1695-1705.

Lamb, B., H. Westberg y G. Allwine. 1985. Biogenic hydrocarbon emissions from deciduos and coniferous trees in the United States. Journal of Geophysical Research 90(D1): 2380-2390.

Langenheim, J. H. 1994. Higher plant terpenoids: A phytocentric overview of their ecological roles. Journal of Chemical Ecology 20: 1223-1280.

Lerdau, M., Guenther, A., y R. Monson. 1997. Plant production and emission of volatile organic compounds. BioScience 47: 373-383.

Litvak, M., S. Madronich and M. Russell. 1999. Herbivore-Induced monoterpene emission from coniferous forest: Potencial impact on local tropospheric chemistry. ecological applications 9(4), 1147-1159

Llusià, J., Peñuelas, J. y B. S. Gimeno. 2002. Seasonal and species-specific response of VOC emissions by Mediterranean woody plant to elevated ozone concentrations. Atmospheric Environment 36: 3931-3938.

Llusià, J., and J. Peñuelas. 2000. Seasonal patterns of terpene content and emission rates from seven Mediterranean woody species in field conditions. American Journal of Botany 87:133-140.

Llusià, J., and J. Peñuelas. 1998. Changes in terpene emission and content in potted Mediterranean woody plants under increasing drought. Canadian Journal of Botany 76: 1366-1373.

Logan, J. 1985. Tropospheric ozone: seasonal behavior, trends, and anthropogenic influence. Journal of Geophysical Research 90: 10463-10482.

Loreto, F., Förster, A., Dürr, M., Csiky, O., y G. Seufert. 1998a. On the monoterpene emission under heat stress and on the increased thermotolerance of leaves of *Quercus ilex* L. fumigated with selected monoterpenes. Plant, Cell and Environment 21: 101-107.

Loreto, F., Nascetti, P., Graverini, A. and Mannozi, M. 2000. Emission and content of monoterpenes in intact and wounded needles of the Mediterranean Pine, *Pinus pinea*. Functional Ecology 14, 589-595.

Monson, R. K., and Holland, E. A. 2001. Biospheric trace gas fluxes and their control over tropospheric chemistry. Annuary Review of Ecology 32: 547-576.

Monson, R.K., C.H. Jaeger, W.W. Adams III, E.M. Diggers, G.M.Silver, and R. Fall. 1992. Ralationships among isoprene emission rate, photosynthesis, and isoprene synthase activity as influenced by temperature. Plant Physiology 98: 1175-1180

Morales, R. y Leiva, M. 2006. Distribución y concentraciones críticas de material particulado en la ciudad de Santiago. Contaminación atmosférica urbana. Episodios

críticos de contaminación ambiental en la ciudad de Santiago. Raúl Morales (Editor). Editorial Universitaria. Santiago de Chile, Capítulo 6, pp 173 - 225.

Middleton, J., Kendrick, J.J and Schwalm, H. 1950. Injury to herbaceous plants by smog or air pollution. *Plant Disp. Rep.*, 34: 245-252.

Munster, M.J. 1998. Photographs of foliar injury caused by ambient ozone near Raleigh, North Carolina. USDA-ARS, North Carolina State University Air Quality Research Unit.

Neila, F. 2004. *Arquitectura Bioclimática en un entorno sostenible*. Editorial Munilla-Lería. España.

Nian-Peng HE, Xing-Guo HAN\* and Qing-Min PAN. 2005. Variations in the volatile organic compound emission potential of plant functional groups in the temperate grassland vegetation of inner Mongolia, China. *Journal of Integrative Plant Biology*, Formerly *Acta Botanica Sinica* 47 (1): 13-19.

Nowak DJ, Crane DE, Stevens JC. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For. Urban Green*. 4: 115-123.

Nowak D; and McPherson E. 1993. Cuantificación del impacto ambiental de los árboles de Chicago. [en línea]. *Revista internacional de silvicultura e industrias forestales Aunasyuva*, N° 173 Vol. 44 *Silvicultura urbana y periurbana*.

Nowak, DJ. 1995. Trees pollute? A "TREE" explains it all. In: *Proceedings of 7th national urban forestry conference*, edited by Kollin, C. and Barratt, M. Washington, DC: American Forests.

OMS Air Quality Guidelines for Europe. 1987. Regional Publications, European Series No 23.

OMS Update and revision of the Air Quality Guidelines for Europe. 1995. Meeting of the Working Group "Classical" Air Pollutants. Organización Mundial de la Salud, Copenhagen.

OMS Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe. 1996a. Classical air pollutants; ozone and other photochemical oxidants. European Centre for Environment and Health, Bilthoven, Países Bajos.

Orendovici et al. 2003. Response of native plants of northeastern United States and southern Spain to ozone exposures, determining exposures/responses relationships. *Environmental pollution*, 125 (1):31-40.

Owens, M. K., Lin, C. D., Taylor, C. A., y S. G. Whisenat. 1998. Seasonal patterns of plant flammability and monoterpenoid content in *Juniperus ashei*. *Journal of Chemical Ecology* 24: 2115-2129.

Peñuelas J., and Llusià, J. 2003. BVOCs: Plant defense against climate warming? *Trends in Plant Science*.

Peñuelas, J., y J. Llusià (2002). Linking photorespiration, monoterpenes and thermotolerance in *Quercus ilex*. *New Phytologist* 155: 227-237.

Peñuelas, J., and J. Llusà. 1999a. Seasonal emission of monoterpenes by the Mediterranean tree *Quercus ilex* in field conditions. Relations with photosynthetic rates, temperature and volatility. *Physiologia Plantarum* 105: 641- 647.

Peñuelas, J., and J. Llusà. 1998. Influence of inter and intra-specific interference on terpene emission by *Pinus halepensis* and *Quercus ilex* seedlings. *Biologia Plantarum* 41: 139-143.

Peñuelas, J. 1996. Efectes globals dels incendis II: contribució del foc a l'alteració de la composició de l'atmosfera. Páginas: 193-194 en: J. Terradas (editor). *Ecologia del foc*. Proa, Barcelona.

Peñuelas, J., and Llusà, J. 1995. Estiarte. Terpenoids: a plant language. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 289.

Pétron, G., P. Harley, J. Greenberg and A. Guenther. 2001. Seasonal temperature variations influence isoprene emission. *Geophys. Res. Lett.* 28, 1707-1710.

Pierce, T., C. Geron, L. Bender, R. Dennis, G. Tonnesen y A. Guenther., (1998). The influence of increased isoprene emissions on regional ozone modeling. *Journal of Geophysical Research* 103: 25611-25629.

Préndez, M., H. Peralta, F. Alarcón. 2008. Emisiones Biogénicas, otro criterio de selección del arbolado urbano como herramienta en el mejoramiento de la calidad del aire. 4° Congreso Chileno de Ciencias Forestales. 1-3 de octubre 2008, Talca. Resumen ampliado 14 páginas.

Prinn, R., D. Cunnold, R. Rasmussen, P. Simmonds, F. Alyea, A. Crawford, P. Fraser, and R. Rosen. 1987. Atmospheric trends in methylchloroform and the global average for the hydroxyl radical. *Science* 238: 945-950.

Poisson, N., Kanakidou, M., y P. J. Crutzen. 2000. Impact of non-methane hydrocarbons on tropospheric chemistry and the oxidizing power of the global troposphere: three-dimensional modelling results. *Journal of Atmospheric Chemistry* 36:157-230.

Rasmussen, R.A., and Went, F.W. 1965. Volatile organic material of plant origin in the atmosphere. *Proc. Natl. Acad. Sci. (USA)* 53, 215-220.

Rappenglück B., Oyola P., Olaeta, I. y Fabian P. 2000. The evolution of photochemical smog in the Metropolitan area of Santiago de Chile. *Journal of Applied Meteorology*; 39:275-90.

Rappenglück B. 2003. Informe, apoyo al desarrollo de un modelo fotoquímico para la región Metropolitana - Campaña de Monitoreo de Calidad Química del Aire en la Región Metropolitana.

Romero, H; Sarricolea, P; Molina, M. 2007. Justicia ambiental y la relación espacial entre la concentración de contaminantes atmosféricos y la condición socio económica de los habitantes de la ciudad de Santiago.

Romero y Ordenes. 2001. Presentación al encuentro por Santiago (Ordenamiento territorial ambientalmente sustentable). Datos e informaciones obtenidos a través de los proyectos de investigación científica Fondecyt 1970470 y 1000828.

Rothweiler, H., Wäger, P.A and Schalatter, C. 1991. Comparison of Tenax TA and carbotrap for sampling and analysis of volatile organic compounds in air. *Atmos. Environ* 25 B(2), 231-235.

Sabillon Rodriguez, Danelia. 2001. Determinación de los factores de emisión de monoterpenos en tres especies típicas de la vegetación terrestre mediterránea: *Pinus pinea*, *Pinus halapensis* y *Quercus ilex*. Tesis doctoral. Departament d'Enginyeria Química. Universitat Politècnica de Catalunya.

Sanz, M,J, Calatayud, V. and Calvo, E. 2000. Spatial Pattern of ozone injury in *Aleppo pine* related to air pollution dynamics in a coastal-mountain region of eastern Spain. *Environmental Pollution*, 108 (2): 239-247.

Seinfeld J.H. and S.N. Pandis. 1997. *Atmospheric chemistry and physics*. John Wiley and Sons, New York, USA.

Seinfeld, J.H. 1986. *Atmospheric chemistry and physics of air pollution*, Willey, New York.

Serra, M. T. 1997. Especies arbóreas y arbustivas para las zonas áridas y semiáridas de América Latina. Programa conjunto FAO-PNUMA de control de la desertificación en América Latina y el Caribe. Ed. Oficina regional FAO para América Latina y el Caribe. 237-243.

Seufert, G. 1997. BEMA: A European commission project on biogenic emissions in the mediterranean area. *Atmos. Environ.* 31: 246.

Sharkey, T.D., E.L. Singsass, M. T. Lerdau and C.D. Geron. 1999. Weather effects on isoprene emission capacity and applications in emissions algorithms. *Ecological Applications* 9(4), 1132-1137

Sharkey, T. D., and E. L. Singsaas. 1995. Why plants emit isoprene? *Nature* 374: 769.

Shulaev, V., Silverman, P., y I. Raskin. 1997. Airborne signalling by methyl salicylate in plant pathogen resistance. *Nature* 385: 718-721.

Smith WH. 1990. *Air pollution and forests*. Springer-Verlag, New York. 618 p.

Stockwell, W.R., F. Kirchner, M. Kuhn and S. Seinfeld. 1997. A New mechanism for regional atmospheric chemistry modeling. *J. of Geophys. Res* 102, 25847-25879

Terry, G. M., Stokes, N. J., Hewitt, C. N., y T. A. Mansfield. 1995. Exposure to isoprene promotes flowering in plants. *Journal of Experimental Botany* 46: 1629-1631.

Tingey, D.T., Turner, D.P and Weber, J.A. 1991. Factors controlling the emissions of monoterpenes and other volatile organic compounds. Trace gas emissions by plants. Eds. T.D Sharkey, E.A Holland and H.A Mooney. Academic Press, San Diego. pp. 93-119.

Trainer M., E. Williams, D. Parrish, M. Buhr, E. Allwine, H. Westberg, H. Fehsenfeld y S. Liu. 1987. Models and observations of the impact of natural hydrocarbons on rural ozone. *Nature*, 329-. 705-707.

Ulriksen P. 1993. Contaminación Atmosférica de Santiago: Estado Actual y Soluciones. Capítulo 2: Factores Meteorológicos de la Contaminación Atmosférica de Santiago. Universidad de Chile, CONAMA-RM, Banco Santander.

Velasco, Erick. 2002. Inventario de Emisiones Biogénicas a la Atmósfera en la Zona Metropolitana del Valle de México.

Velissariou, D. 2003. Ozone injury in Greece

Wiesner D. 2000. Metodología para la identificación de la arborización. Memoria de foro, Arborización Urbana Bogota DC. 2000. Alcaldía Mayor de Bogota DC. Colombia. 50 P.

WHO Air quality guidelines for particulate mater, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update. 2005.

[www.chilebosque.cl](http://www.chilebosque.cl). Última consulta, julio de 2009.

Zimmerman, P.R., J.P. Greenberg, and C.E. Westberg. 1988b. Measurements of atmospheric hydrocarbons and biogenic emission fluxes in the Amazon boundary layer. J. Geophys. Res. 93:1407-1416.

Zimmermann, P. R. 1979. Testing of hydrocarbons emissions from vegetation, leaf liter and aquatic surfaces, and development of a method for compiling biogenic emission inventories. Rep. EPA-450/4-70-004, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C.

## **ANEXOS**

## ANEXO 1.

### Mecanismos asociados a la generación y emisión de COVs por la vegetación

<b>Compuestos principales</b>	<b>Procesos asociados</b>	<b>Tipo de tejido u órgano asociado</b>	<b>Papel</b>
Isopreno, metilbutenol, a-pineno	Posiblemente protección térmica (Sharkey y Singsaas, 1995)	Cloroplastos	Acción enzimática como posible respuesta a incrementos de temperatura ambiental
Monoterpenos, diterpenos y sesquiterpenos	Mecanismos de defensa (Guenther et al., 2000)	Tejidos especializados	Protección ante insectos y plagas.
Etileno	Desarrollo y crecimiento (Guenther et al., 2000)	Tejidos especializados	Hormonas para regular el crecimiento y desarrollo de la planta.
Etano, etanol, metil silicato, hexanal, etc.	Mecanismos de defensa (Guenther et al., 2000)	Tejidos no especializados	Protección ante enfermedades y animales herbívoros.
Alquenos, alcoholes, ésteres, aromáticos, etc.	Polinización (Guenther et al., 2000)	Flores	Atracción de insectos.
Acetaldehído, hexanal, cetonas y metanol	Antibióticos	Membrana	Respuesta a daños a la membrana
Metanol, acetaldehído, etanol, formaldehído, acetona, ácido acético, ácido fórmico, etc.	Funciones vitales y conductancia estomática	Hojas y raíz	Indeterminado, posiblemente parte del metabolismo

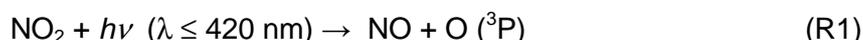
## ANEXO 2.

### Reacciones fotoquímicas de la formación de ozono troposférico.

#### Fotoquímica de los NOx

El ozono es un producto secundario de reacciones químicas y fotoquímicas que tienen lugar a partir de emisiones gaseosas emitidas directamente a la atmósfera. La formación de oxidantes fotoquímicos, de los cuales ozono es uno de los principales componentes, es el resultado de reacciones térmicas y fotoquímicas activadas por la luz solar, que involucran radicales libres ( $\bullet\text{OH}$ ,  $\bullet\text{RO}_2$ ), COVs y óxidos de nitrógeno (NO y  $\text{NO}_2$ ).

El ozono troposférico se produce por la fotólisis del  $\text{NO}_2$  generándose una molécula de NO y un átomo de oxígeno triplete,  $\text{O}({}^3\text{P})$ , (Blacet., 1952);



el oxígeno triplete ( $\text{O}({}^3\text{P})$ ) reacciona con moléculas de oxígeno que se encuentran en alta concentración con respecto a los demás gases constituyentes de la tropósfera, para generar ozono como producto final ( $\text{M} = \text{O}_2, \text{N}_2$ ),



sin embargo, el ozono puede reaccionar rápidamente con el óxido de nitrógeno produciendo nuevamente  $\text{NO}_2$

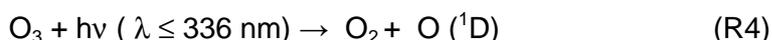


Las reacciones (R1-R3), se encuentran en un balance fotoquímico. En esta etapa, la intervención de los COVs en general cobra importancia (Bowman and Seinfeld, 1994).

#### Formación de radical OH

El más importante de los agentes oxidantes en la química de la tropósfera es el radical OH, responsable de iniciar los procesos de oxidación de gran variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos. El radical OH se forma en la tropósfera rápidamente a partir de la fotólisis del  $\text{O}_3$  en presencia de vapor de agua de acuerdo a las siguientes reacciones (Finlayson-Pitts and Pitts, 2000):

La fotólisis de ozono produce átomos excitados de oxígeno  $\text{O}({}^1\text{D})$



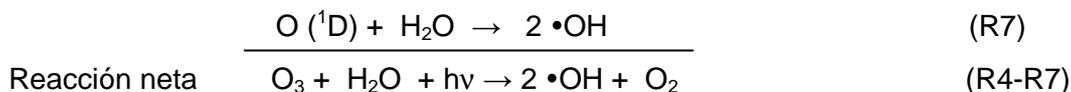
una fracción de ellos son desactivados a oxígeno triplete  $\text{O}({}^3\text{P})$  por colisiones con otras moléculas (Ej.  $\text{M} = \text{O}_2$  ó  $\text{N}_2$ )



el cual puede reaccionar como oxígeno molecular



y en una fracción más importante reaccionar con vapor de agua para generar radicales hidroxilos



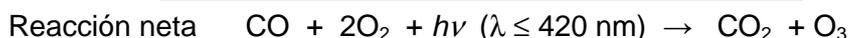
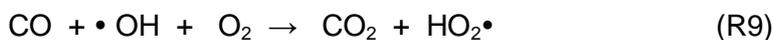
Los radicales OH se forman por esta vía sólo durante el día (Finlayson-Pitts and Pitts, 2000). En atmósferas contaminadas, son importantes también, como fuentes adicionales de radicales OH, la fotodisociación del ácido nitroso (HONO) y del peróxido de hidrógeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Además, en presencia de concentraciones superiores a 10 ppt, las fuentes de HO<sub>2</sub> son, en efecto, fuentes de OH:



La importancia relativa de las fuentes de radicales OH resultará por una parte de la constante de velocidad de cada una de las reacciones y de las concentraciones de las especies precursoras (Morales y Leiva, 2006).

### Química del monóxido de carbono y formación de ozono

Otra vía por la cual puede formarse ozono troposférico es a través de la oxidación de CO de acuerdo a (Chameides *et al.*, 1992; Morales y Leiva, 2006):



Este proceso oxidativo requiere de la presencia de NO y radiación solar, actuando el radical OH tan solo como un catalizador, el que puede salir del ciclo de producción de ozono mediante una reacción de término dada por:



con lo cual el ácido nítrico da origen a una nueva fase de concentración de material atmosférico, diferente de la fase gaseosa, y que por su gran solubilidad en agua puede ser removido desde la atmosfera mediante depositación húmeda en forma muy efectiva.

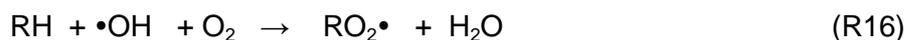
Otras reacciones de término involucran reacciones entre los radicales HO<sub>2</sub> y OH, conduciendo a la formación de agua y peróxido de hidrogeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), el que a su vez también es removido por depositación húmeda:



### Reacciones de Compuestos Orgánicos Volátiles y producción de ozono

La existencia del doble enlace carbono-carbono, da a los terpenos una alta reactividad en la atmósfera, pudiendo reaccionar con una extensa serie de especies químicas normalmente presentes en ella, tales como radicales hidroxilos, radicales nitrato ( $\bullet\text{NO}_3$ ) y ozono dando origen a varios productos de oxidación.

La producción de ozono en sistemas atmosféricos que contienen COVs y NO<sub>x</sub>, se inicia generalmente por el radical OH; este radical reacciona con moléculas hidrocarbonadas, RH (COVs y COVsB) para producir radicales peróxidos, (RO<sub>2</sub>•), de acuerdo a :



seguida por las reacciones entre radicales RO<sub>2</sub>• con NO para generar el radical RO, o mediante un reordenamiento eliminar CO<sub>2</sub>



Por otra parte, los COVs pueden reaccionar con radical nitrato, formando un radical orgánico (R•):

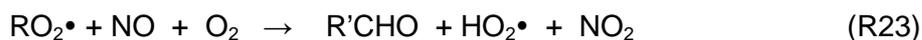


Se debe considerar que la concentración del radical NO<sub>3</sub> es, de día, extremadamente baja, formándose a partir de la oxidación del NO<sub>2</sub> por O<sub>3</sub>.

Por lo general, el ciclo termina con la producción de un ácido carboxílico (R'CHO), o con un grupo carbonilo y un radical hidroperóxido HO<sub>2</sub>•, el que puede reaccionar con NO generando NO<sub>2</sub>.



El balance neto entre las reacciones R17 y R22 corresponde a:



Considerando las reacciones R1, R2, R16 a R17 y desde R21 a R23, el balance neto para todas las reacciones es:



Las reacciones, R16, R22 y R23, interfieren el ciclo fotoquímico de formación y destrucción de ozono troposférico, representado por las reacciones R1-R3. En las reacciones R22 y R23 dos moléculas de NO se oxidan generando dos moléculas adicionales de NO<sub>2</sub>, las que a su vez, de acuerdo a las reacciones R1 y R2, finalizan en la formación de dos moléculas de ozono por cada molécula de RH que reaccione (R24). Esto se traduce en un aporte adicional neto a la producción de ozono troposférico (Chameides et al, 1992, Bowman and Seinfeld, 1994).

### ANEXO 3.

#### Descripción de las especies arbóreas estudiadas

##### Peumo (*Cryptocaria alba*)

El peumo es una especie que pertenece a la familia de las laureáceas y crece en forma silvestre desde el sur de la Cuarta Región hasta la Décima, tanto en la Cordillera de la Costa como en la de los Andes. El género *Cryptocaria* agrupa a unas 200 especies, todas arbóreas, distribuidas en las zonas tropicales y subtropicales. De ellas, sólo el peumo es nativo (endémico) de Chile (Serra., 1997).

El peumo es un árbol de hojas perennes, con follaje denso y oscuro, que llega a medir 15 a 20 m de altura. Es de crecimiento rápido cuando se encuentra en condiciones apropiadas. Requiere terrenos sueltos y profundos y bastante humedad. Resiste bien las heladas y las podas, incluso regenerándose sin problemas si se corta desde la base (Serra., 1997).

Es muy recomendable como árbol ornamental por su follaje denso y brillante y sus frutos rojos; es adecuado para proteger cursos de agua y para forestar laderas húmedas y sombrías (Serra., 1997).

En medicina popular se utilizan la corteza y las hojas para tratar las enfermedades hepáticas y el reumatismo. Los frutos son comestibles (Serra., 1997).



Especie nativa Peumo, *Cryptocaria alba*.

### **Pimiento (*Schinus molle*)**

El pimiento se encuentra ampliamente difundido fuera de sus zonas de distribución geográfica original; crece en América Central y El Caribe, en Norteamérica, África oriental, Medio Oriente e Israel. También se cultiva en la zona del Mediterráneo en el sur de Europa. En Chile crece desde la Región de Tarapacá hasta la Región Metropolitana, aunque su rango de distribución se ha extendido más al sur debido a su cultivo. No forma asociaciones puras, encontrándose ejemplares aislados a lo largo de toda su distribución natural. Crece en ramas largas, delgadas y colgantes, desarrollando en ella hojas en hileras paralelas, de color verde claro y de forma más bien alargada. Produce un fruto rojo, muy pequeño y abundante que le da su nombre (Serra, 1997).



Especie nativa Pimiento, *Schinus Molle*.

### **Maitén (*Maytenus boaria*)**

El maitén se desarrolla en Chile entre las Regiones de Coquimbo y Los Lagos tanto en la Cordillera de los Andes, como la de la Costa y el Valle Central. Se trata de una especie adaptable a diversos tipos de ambientes y generalmente crece asociado a otras especies en diferentes condiciones de suelo y clima, y muy rara vez se desarrolla en bosquetes puros. Pertenece a la familia de las Celastraceae.

Puede alcanzar hasta unos 25 m de altura, de follaje siempre verde y su tronco, de corteza agrietada de color grisáceo, puede alcanzar 1 m de diámetro en su base. Sus ramas son generalmente largas y colgantes. Presenta hojas simples, cuya lámina es de forma oval a lanceolada de unos 3 a 9 cm de largo y entre 1 y 3 cm de ancho, de margen aserrado y de peciolo corto, cuya distribución en las ramillas es alterna.

Debido a su rápido crecimiento el maitén se emplea frecuentemente como árbol ornamental en parques y jardines y también como árbol de sombra en los potreros. En la zona central brinda protección a orillas de cursos de agua. Su madera se usa como leña y a sus hojas se le atribuyen usos medicinales como febrífugo y purgante. ([www.chilebosque.cl](http://www.chilebosque.cl))



Especie nativa Maitén, *Maytenus boaria*.

### **Espino (*Acacia caven*)**

El espino crece en Chile en las regiones de Atacama, Coquimbo, Valparaíso, O'Higgins, Maule y Bío Bío asociado al matorral y bosque esclerófilo, que por el norte de la distribución comprende quebradas y laderas. En las regiones centrales, se encuentra en laderas de exposición norte o de exposición más soleada. Hacia el sur, en tanto, crece en sectores del valle central, faldeos precordilleranos andinos y secano costero, en la vertiente interior de la Cordillera de la Costa.

Se trata de un árbol pequeño o arbusto caducifolio que puede alcanzar hasta 6 m de altura y 45 cm de diámetro. Las hojas son compuestas, bipinadas y opuestas de 2 a 4,5 cm de largo. Posee dos espinas en la base de las hojas. Las flores son hermafroditas, dispuestas en inflorescencias globosas de color amarillo (figura 14), perfumadas, compuesta por un cáliz rojizo de cinco sépalos unidos y una corola de cinco pétalos también fusionados, con numerosos estambres (30 a 70) ([www.chilebosque.cl](http://www.chilebosque.cl))



Especie nativa Espino, *Acacia caven*.