



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

**FACULTAD DE QUÍMICA**

**ANÁLISIS DE ALCOHOLES EN  $PM_{2.5}$  CON RESOLUCIÓN  
HORARIA DURANTE INCENDIOS Y NO INCENDIOS**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE QUÍMICA**

**P R E S E N T A:**

**ERIKA GONZÁLEZ LIRA**

**DIRECTOR DE TESIS:  
DR. OMAR AMADOR MUÑOZ**



**CIUDAD UNIVERSITARIA, CDMX 2024**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

**Jurado asignado:**

**Presidente:** Eugenio Octavio Reyes Salas

**Vocal:** Ricardo Flores Hernández

**Secretario:** Omar Amador Muñoz

**1er suplente:** Evangelina Camacho

**2º suplente:** Luis Alejandro Díaz Flores

**Sitio donde se desarrolló el tema:**

Grupo de Especiación Química de Aerosoles Orgánicos Atmosféricos,  
Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, UNAM.

---

Director: Dr. Omar Amador Muñoz

---

Supervisora Técnica: M en C. Yadira Margarita Martínez Domínguez

---

Sustentante: Erika González Lira

# Agradecimientos

## Académicos

- Al Doctor Omar Amador por aportar el kernel al proyecto, por compartir sus conocimientos, por el tiempo, el apoyo, la atención, el interés, la dedicación y sobre todo por creer en mis capacidades cuando ni yo misma lo hacía. ¡Gracias por ser tan maravilloso!
- A la M. en C. Margarita Yadira Martínez Domínguez por su asesoría en el procesamiento de datos cromatográficos y en el análisis de datos, además de los múltiples consejos, enseñanzas y dedicación que invirtió en el proyecto.
- A mis compañeros de Laboratorio de Especiación química que siempre tuvieron la disposición y la intención de ayudarme.
- A Abraham Lara por las facilidades otorgadas en la preparación del material del laboratorio y por su amabilidad y disposición de siempre ayudar.
- Al Ing. Manuel García Espinoza y al Ing. Wilfrido Gutiérrez (Q.E.P.D.) por su apoyo técnico en el mantenimiento y diseño de sistemas electrónicos para el tratamiento analítico de las muestras.
- Al Ing. Alfredo Rodríguez, por su apoyo técnico en el mantenimiento y diseño mecánico de diversos materiales empleados en el laboratorio.
- Al M. en B. Saúl Armendáriz por el soporte hemerotecario y las facilidades otorgadas para la consulta del material bibliográfico.
- A Pietro Villalobos por su asistencia editorial de este documento.
- Al Lic. Higicel Domínguez por el apoyo técnico en el mantenimiento de los distintos sistemas de cómputo.

## **Institucionales**

- A UC MEXUS-CONACyT CN-1987 por la beca otorgada para desarrollar esta tesis.

### **Este Proyecto fue financiado por:**

- La Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno de la Ciudad de México, convenio número de Registro 53364-2424-9-VIII-18.
- El Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM No. IN102519.

*“Los problemas que enfrentamos no pueden resolverse con el mismo nivel de pensamiento que teníamos cuando los creamos”*

*-Albert Einstein-*

# Tabla de contenido

RESUMEN	11
1 JUSTIFICACIÓN	12
2 ANTECEDENTES	13
2.1 Contaminación	13
2.2 Contaminación atmosférica	13
2.3 Normatividad	13
2.4 Aerosol atmosférico	15
2.4.1 Clasificación del aerosol atmosférico	16
2.4.2 Efectos en el ambiente	17
2.4.3 Composición química de los aerosoles	17
2.5 Partículas atmosféricas	18
2.5.1 Fracción inorgánica	20
2.5.2 Metales	20
2.5.3 Fracción orgánica	21
2.5.4 Efectos en la salud humana	21
2.6 Biomasa	22
2.6.1 Quema de biomasa	23
2.6.2 Quema de biomasa en México	24
2.7 Compuestos orgánicos volátiles oxigenados	24
2.8 Alcoholes	25
2.8.1 Propiedades fisicoquímicas y reactividad	26
2.8.2 Fuentes de emisión de alcoholes	28
2.9 Termodesorbedor de aerosoles acoplado al cromatógrafo de gases – espectrómetro de masas (TAG-CG-EM)	30
2.9.1 Derivatización de la muestra	31
3 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	32
4 OBJETIVOS	33
4.1 General	33
4.2 Objetivos específicos	33
5 HIPÓTESIS	33
6 MÉTODO	33
6.1 Preparación de disoluciones estándar	33

6.1.1	Preparación de las disoluciones de la curva de calibración.....	34
6.2	Colecta de PM <sub>2.5</sub> .....	35
6.3	Análisis cualitativo de alcoholes.....	36
6.4	Análisis cuantitativo de alcoholes.....	37
6.4.1	Método por dilución isotópica.....	37
6.5	Parámetros meteorológicos y contaminantes criterio.....	38
6.6	Análisis estadístico.....	38
6.7	Límites de detección y cuantificación.....	38
6.8	Análisis por cromatografía de gases – espectrometría de masas.....	39
7	RESULTADOS.....	40
7.2	Alcoholes en PM <sub>2.5</sub> .....	44
7.2.1	Curva de calibración.....	44
7.2.2	Análisis cualitativo.....	45
7.2.3	Análisis cuantitativo.....	65
7.3	Comparación entre temporadas.....	75
8	CONCLUSIONES.....	88
9	REFERENCIAS.....	89
10	MATERIAL COMPLEMENTARIO.....	97
10.1	Anexo A. Variación horaria de los contaminantes criterio.....	97
10.2	Anexo b. Variación horaria de los parámetros meteorológicos.....	104
11	Productos académicos.....	106
11.1	Congreso nacional y primer lugar.....	106
11.2	Capítulo 7, pp. 149-162, en el informe anual de calidad del aire de SEDEMA.....	107

## Índice de figuras

Figura 1. Distribución del número N (c), área superficial S (d) y volumen V (e) de las partículas en función del diámetro geométrico (DG). Modas: nucleación (n), acumulación (a) y grueso (g) (Whitby 1978). .....	19
Figura 2. Comparación del tamaño de las partículas con respecto a un folículo de cabello (EPA 2010). .....	20
Figura 3. Esquema del sistema respiratorio superior e inferior (Department of Ecology State of Washington 2015). .....	22
Figura 4. Composición relativa promedio de compuestos orgánicos en PM <sub>2.5</sub> (Michoud et al. 2021). .....	30
Figura 5. Esquema para la colecta de PM <sub>2.5</sub> en la celda y posterior desorción de los compuestos orgánicos del TAG a la columna cromatográfica. ....	31
Figura 6. Reacción de sililación de alcoholes con MSTFA. ....	32
Figura 7. Toma de muestra y cabezal de PM <sub>2.5</sub> al suroeste de la Ciudad de México. ....	35
Figura 8. Equipo instrumental TAG-CG-EM. ....	35
Figura 9. Series de tiempo de PM <sub>2.5</sub> en µg m <sup>-3</sup> , CO(x100) en ppm, NO y NO <sub>2</sub> en ppb... ..	41
Figura 10. Series de tiempo de PM <sub>2.5</sub> en µg m <sup>-3</sup> , O <sub>3</sub> y SO <sub>2</sub> en ppb. ....	42
Figura 11. a. Imagen satelital en el periodo de no incendios (1 al 6 de mayo) previo al evento de quema de biomasa. Información tomada con el satélite Terra (MOD14) y Aqua (MYD14). La resolución del sensor fue de 1 km y la resolución temporal fue diaria. Datos recuperados de “información de incendios para el sistema de gestión de recursos” (FIRMS) por sus siglas en inglés. b. Rosa de vientos de la estación pedregal correspondiente al periodo de no incendios del 1 al 6 de mayo de 2019, sugiriendo aporte principalmente del suroeste. ....	42
Figura 12. a. Imagen satelital en el periodo de incendios (10 al 16 de mayo 2019) tomada con el satélite Terra (MOD14) y Aqua (MYD14). La resolución del sensor fue de 1 km y la resolución temporal fue diaria. Datos recuperados de “información de incendios para el sistema de gestión de recursos” (FIRMS) por sus siglas en inglés. b. Rosa de vientos de la estación pedregal, correspondiente al periodo de incendios entre el 10 y el 16 de mayo 2019, el aporte principal es del suroeste. ....	43
Figura 13. a. Imagen satelital en el periodo post-incendios (24 de mayo al 01 de junio 2019), posterior al evento de quema de biomasa tomada con el satélite Terra (MOD14) y Aqua (MYD14). La resolución del sensor fue de 1 km y la resolución temporal fue diaria. D Datos recuperados de “información de incendios para el sistema de gestión de recursos” (FIRMS) por sus siglas en inglés. b. Rosa de vientos de la estación pedregal, correspondiente al periodo de no incendios del 24 de mayo al 01 de junio 2019. El aporte principal sugerido es del norte. ....	43
Figura 14. Modelos de regresión lineal para dodecanol, pentadecanol, eicosanol y octadecanol, .....	44
Figura 15. Cromatograma iónico de dodecanol-d <sub>25</sub> , dodecanol, pentadecanol-d <sub>31</sub> , pentadecanol y 3-fluorofenantreno. ....	46

Figura 16. Cromatograma iónico de 3-fluorofenantreno, octadecanol-d, octadecanol, eicosanol-d, eicosanol.....	46
Figura 17. $t_{RR}$ para identificar dodecanol en $PM_{2.5}$ . Las líneas negras superior e inferior indican $\pm 3$ veces la desviación estándar del $t_{RR}$ con respecto al promedio (0.694) del estándar .....	47
Figura 18. $t_{RR}$ para identificar pentadecanol en $PM_{2.5}$ . Las líneas negras superior e inferior indican $\pm 3$ veces la desviación estándar con respecto al promedio (0.868) del estándar.	47
Figura 19. $t_{RR}$ para identificar octadecanol en $PM_{2.5}$ . Las líneas negras superior e inferior indican $\pm 3$ veces la desviación estándar con respecto al promedio (0.868) del estándar.	48
Figura 20. $t_{RR}$ para identificar eicosanol en $PM_{2.5}$ . Las líneas negras superior e inferior indican $\pm 3$ veces la desviación estándar con respecto al promedio (0.868) del estándar.	48
Figura 21. Cromatogramas iónicos totales en "SCAN" (gráficas superiores). Espectros de masas (EM) del alcohol correspondiente (gráficas inferiores). El EM superior es del alcohol en $PM_{2.5}$ colectadas a las 11:56 am del 6 de mayo 2019, correspondiente al periodo de pre-incendio diurno. Mientras que el EM inferior, corresponde al de la biblioteca de la NIST. a. dodecanol, b. pentadecanol, c. octadecanol, d. eicosanol.....	52
Figura 22. Cromatogramas iónicos totales en "SCAN" (gráficas superiores). Espectros de masas (EM) del alcohol correspondiente (gráficas inferiores). El EM superior es del alcohol en $PM_{2.5}$ colectadas a las 11:02 pm del 1 de mayo 2019, correspondiente al periodo de pre-incendio nocturno. Mientras que el EM inferior corresponde al de la biblioteca de la NIST. a. dodecanol, b. pentadecanol, c. octadecanol, d. eicosanol.....	56
Figura 23. Cromatogramas iónicos totales en "SCAN" (gráficas superiores). Espectros de masas (EM) del alcohol correspondiente (gráficas inferiores). El EM superior es del alcohol en $PM_{2.5}$ colectadas a las 14:21 pm del 14 de mayo 2019, correspondiente al periodo de incendio diurno. Mientras que el EM inferior corresponde al de la biblioteca de la NIST. a. dodecanol, b. pentadecanol, c. octadecanol, d. eicosanol. ....	60
Figura 24. Cromatogramas iónicos totales en "SCAN" (gráficas superiores). Espectros de masas (EM) del alcohol correspondiente (gráficas inferiores). El EM superior es del alcohol en $PM_{2.5}$ colectadas a las 05:03 am del 15 de mayo 2019, correspondiente al periodo de incendio nocturno. Mientras que el EM inferior corresponde al de la biblioteca de la NIST. a. dodecanol, b. pentadecanol, c. octadecanol, d. eicosanol.....	64
Figura 25. Serie de tiempo del dodecanol en $PM_{2.5}$ .....	66
Figura 26. Serie de tiempo del pentadecanol en $PM_{2.5}$ . A) Gráfica interna colocada con propósitos de visualización. ....	67
Figura 27. Serie de tiempo del octadecanol en $PM_{2.5}$ . ....	67
Figura 28. Serie de tiempo del eicosanol en $PM_{2.5}$ . ....	68
Figura 29. Series de tiempo de $PM_{2.5}$ , octadecanol y eicosanol. ....	69
Figura 30. Series de tiempo de levoglucosan, octadecanol y eicosanol. ....	70
Figura 31. Series de tiempo de reteno, octadecanol y eicosanol.....	70
Figura 32. Correlación entre levoglucosan, reteno, octadecanol y eicosanol.....	74
Figura 33. Concentraciones de contaminantes criterio. Comparación entre las tres temporadas durante mayo-junio 2019. Cuadros internos - medianas, cajas-25 y 75	

percentiles, barras mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos. .....	78
Figura 34. Concentraciones de alcoholes en PM <sub>2.5</sub> . Comparación entre las tres temporadas durante mayo-junio 2019. Cuadros internos – medianas, cajas-25 y 75 percentiles, barras- mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos. .....	80
Figura 35. Distribución horaria del dodecanol. A. Periodo completo, N= 494 (Intervalo de medianas:17-25 ng m <sup>-3</sup> ), B. Pre-Incendios, N= 90 (Intervalo de medianas: 2-6 ng m <sup>-3</sup> ), C. Incendios, N= 109 (Intervalo de medianas: 4-6 ng m <sup>-3</sup> ), D. Post incendios N=295 (Intervalo de mediana: 10-15 ng m <sup>-3</sup> ). Cuadros internos - medianas, cajas – 25 y 75 percentiles, barras – mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos. ....	81
Figura 36. Distribución horaria del pentadecanol. A. Periodo completo, N= 494 (Intervalo de medianas:17-25 ng m <sup>-3</sup> , B. Pre-Incendios N= 90 (Intervalo de medianas: 2-6 ng m <sup>-3</sup> ), C. Incendios N= 109 (Intervalo de medianas: 4-6 ng m <sup>-3</sup> ), D. Post incendios N= 295 (Intervalo de medianas: 10-15 ng m <sup>-3</sup> ) Cuadros internos - medianas, cajas – 25 y 75 percentiles, barras – mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos. ....	83
Figura 37. Distribución horaria del octadecanol. A. Periodo completo, N= 494 (Intervalo de medianas:17-25 ng m <sup>-3</sup> ), B. Pre-Incendios, N= 90 (Intervalo de medianas: 2-6 ng m <sup>-3</sup> ), C. Incendios, N= 109 (Intervalo de medianas: 4-6 ng m <sup>-3</sup> ), D. Post incendios, N= 295 (Intervalo de medianas 10-15 ng m <sup>-3</sup> ). Cuadros internos - medianas, cajas – 25 y 75 percentiles, barras – mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos. ....	84
Figura 38. Distribución horaria del eicosanol. A. Periodo completo, N= 494 (Intervalo de medianas:17-25), B. Pre-Incendios, N= 90 (Intervalo de medianas: 2-6), C. Incendios, N= 109 (Intervalo de medianas: 4-6), D. Post incendios, N= 295 (Intervalo de medianas: 10-15). Cuadros internos - medianas, cajas – 25 y 75 percentiles, barras – mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos. ....	85
Figura 39. Comportamiento horario de PM <sub>2.5</sub> . A. Periodo completo, N=484 (Intervalo de medianas:17-24), B. Pre-Incendios N= 90 (Intervalo de medianas:2-6), C. Incendios N=105 (Intervalo de medianas:3-5), D. Post incendios N= 289 (Intervalo de medianas:10-15). Cuadros internos - medianas, cajas – 25 y 75 percentiles, barras – mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos. ....	87
Figura 40. Correlación entre PM <sub>2.5</sub> vs. levoglucosan (izquierda) y reteno (derecha).....	87

## Índice de tablas

<b>Tabla I.</b> Normas oficiales mexicanas que establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en la atmósfera. Tomado de Dirección General de Calidad del Aire. Gobierno de la Ciudad de México. ....	14
<b>Tabla II.</b> Propiedades fisicoquímicas de algunos alcoholes .....	27
<b>Tabla III.</b> Alcoholes nativos, alcoholes deuterados y HAPs fluorados (estándares internos, EI). Masa molecular ( $\text{g/mol}^{-1}$ ), iones ( $m/z$ ) y concentración empleada durante la calibración y la campaña de medición. ....	34
<b>Tabla IV.</b> Masa de alcoholes en picogramos en cada volumen inyectado por el TAG-CG-EM. ....	35
<b>Tabla V.</b> Pendiente y ordenada al origen ponderados. Coeficientes de correlación y determinación, límites de detección (LD) y cuantificación (LC) ( $\text{pg } \mu\text{L}^{-1}$ ) instrumental para 4 alcoholes. ....	44
<b>Tabla VI.</b> Tiempos de retención absolutos ( $t_R$ , min), tiempos de retención relativos ( $t_{RR}$ , adimensional) y orden de elusión de los alcoholes, alcoholes deuterados y HAP fluorado (estándar interno, EI).. ....	45
<b>Tabla VII.</b> Correlaciones de Spearman. Valores en rojo significativos a $p < 0.05$ . Correlaciones subrayadas mayores a 0.5. ....	74
<b>Tabla VIII.</b> Métricas de los alcoholes, marcadores de quema de biomasa, contaminantes criterio y parámetros meteorológicos en las tres temporadas durante mayo-junio 2019. P5 – Percentil 5, P95 – Percentil 95, DE – Desviación estándar. ....	76
<b>Tabla IX.</b> Medianas de las concentraciones de 4 alcoholes ( $\text{pg m}^{-3}$ ) y tasas entre las medianas de incendio/pre-incendios, e incendios/post incendios .....	80

## RESUMEN

Los alcoholes alifáticos forman parte del aerosol atmosférico. Su presencia en el ambiente es importante por considerarlos marcadores de fuentes de emisión y transformación atmosférica.

El objetivo de este trabajo fue identificar la presencia de alcoholes en las partículas  $\leq 2.5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ) suspendidas en el aire. Se utilizó un novedoso equipo llamado termodesorbedor de aerosoles acoplado al cromatógrafo de gases – espectrómetro de masas (TAG-GC-MS), que identifica y cuantifica las especies orgánicas en las  $\text{PM}_{2.5}$  con alta resolución temporal y alta selectividad. La calificación del equipo mostró buen desempeño para el análisis de alcoholes, con coeficientes de correlación superiores a 0.997 en el intervalo de 155 a 775 pg. Los límites de detección se encontraron entre  $11 \text{ pg } \mu\text{L}^{-1}$  (pentadecanol) y  $31 \text{ pg } \mu\text{L}^{-1}$  (eicosanol), mientras que los límites de cuantificación entre 37 y  $102 \text{ pg } \mu\text{L}^{-1}$  para los mismos alcoholes. Los muestreos se llevaron a cabo al suroeste de la Ciudad de México del 1° de mayo al 10 junio del 2019. Del 10 al 17 de mayo, se registraron diversos incendios de magnitud importante en los alrededores del sitio de muestreo y en algunos Estados del país e inclusive el 14 de mayo se declaró doble contingencia por  $\text{PM}_{2.5}$  y ozono.

Se identificaron 4 alcoholes: dodecanol, pentadecanol, octadecanol y eicosanol. La concentración del dodecanol osciló entre  $0.1 \text{ ng/m}^{-3}$  y  $79 \text{ ng/m}^{-3}$ , el pentadecanol osciló entre  $0.002 \text{ ng/m}^{-3}$  y  $3 \text{ ng/m}^{-3}$ , para el octadecanol, sus concentraciones fluctuaron entre  $0.007 \text{ ng/m}^{-3}$  y  $41 \text{ ng/m}^{-3}$ , mientras que para el eicosanol oscilaron entre  $0.037 \text{ ng m}^{-3}$  y  $43 \text{ ng m}^{-3}$ . Los dos últimos incrementaron sus concentraciones en el periodo de incendios, lo que indica que los incendios forestales son fuente de emisión de ambas especies. Además, los análisis de correlación sugirieron que el octadecanol y el eicosanol se generaron durante el evento por la combustión de la biomasa. En el caso del dodecanol sus fuentes fueron probablemente de área y/o de tipo industrial, mientras que el pentadecanol fue el único alcohol asociado con formación secundaria y/o transporte. Este estudio representa el primer esfuerzo para determinar alcoholes en  $\text{PM}_{2.5}$  llevado a cabo en México.

# 1 JUSTIFICACIÓN

La atmósfera se compone de cinco capas: exosfera, termosfera, mesosfera, estratosfera y, la más cercana a la superficie, llamada troposfera. Está constituida principalmente por nitrógeno (78.1%), oxígeno (21.0%), argón (0.9%) y dióxido de carbono (0.03%); adicionalmente tiene vapor de agua (1-3%) y trazas (<0.002%) de neón, helio, metano, kriptón, óxidos de nitrógeno, hidrógeno, xenón, dióxido de azufre, ozono, amoníaco y monóxido de carbono (Manahan 2007). Sin embargo, cuando su composición o concentración de sus constituyentes se altera y afecta de manera adversa a los organismos expuestos, entonces se habla de contaminación atmosférica. Existen miles de compuestos que se pueden considerar contaminantes atmosféricos y otros que simplemente se encuentran en el aire, pero que no representan ningún riesgo para los organismos. Entre algunos de los contaminantes potencialmente dañinos para los organismos, se encuentran los compuestos orgánicos volátiles oxigenados (OVOC). Se emiten a la atmósfera a partir de fuentes antropogénicas o naturales y son productos de oxidación de otros hidrocarburos presentes en ella (Mellouki *et al.* 2015). Son más reactivos que sus predecesores y participan en las reacciones químicas para la formación de ozono troposférico (Mellouki *et al.* 2015). Algunos pueden ser tóxicos (Calvert *et al.* 2011). Los alcoholes, son una clase de OVOCs que se encuentran presentes en el aire, sin embargo, pocos estudios se han enfocado en evaluar su impacto en la atmósfera debido a la escasa información que existe actualmente. Este trabajo describe la presencia de alcoholes en la fase particulada del aerosol atmosférico, colectado al suroeste de la Ciudad de México. Debido a que durante el estudio se suscitaron eventos por quema de biomasa en los alrededores al sitio de muestreo, el trabajo se dividió en dos temporadas, una de incendios y otra de no incendios para comparar el tipo de alcoholes en cada condición.

## 2 ANTECEDENTES

### 2.1 Contaminación

La Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (2010) define contaminación, como aquello que cause “desequilibrio ecológico” y el término contaminante como “toda materia o energía en cualesquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural, altere o modifique su composición y condición natural” (LGEEPA 2016).

### 2.2 Contaminación atmosférica

Los contaminantes atmosféricos se dividen en primarios y secundarios, los primarios se generan directamente de las fuentes de emisión, los secundarios, se forman en la atmósfera por interacciones de los contaminantes primarios con otros constituyentes presentes en el aire de manera natural o antrópica (Finlayson-Pitts y Pitts 1986). Son de origen tanto natural como antrópico.

### 2.3 Normatividad

Los contaminantes atmosféricos criterio representan un problema de salud pública. Son los únicos normados con concentraciones máximas permisibles en un tiempo determinado (**Tabla I**). Los contaminantes criterio son: ozono ( $O_3$ ), dióxido de azufre ( $SO_2$ ), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno ( $NO_2$ ), plomo (Pb) y las partículas suspendidas  $\leq 10 \mu m$  ( $PM_{10}$ ) y  $\leq 2.5 \mu m$  ( $PM_{2.5}$ ).

Las  $PM_{10}$  se originan comúnmente por la conglomeración de partículas más pequeñas, las cuales se depositan en la superficie terrestre; dichas partículas

ingresan a la atmósfera por resuspensión pues se originan a partir de operaciones de molienda, trituración y algunas actividades agrícolas. Están compuestas principalmente por hierro, silicio, sales, minerales, polen, etc. Generalmente se les conoce como fracción gruesa (Wilson y Suh 1997).

A las PM<sub>2.5</sub> se le conoce como partículas de la fracción “inhalable” o “fina”, responsable de los efectos en la salud humana por su tamaño y composición química. Contienen especies tanto de origen primario como secundario pues se originan a partir de reacciones de condensación, nucleación y coagulación entre los gases y vapores presentes en la atmósfera (USEPA 2022).

La Secretaría de Salud es la responsable de establecer las normas para la regulación de los contaminantes criterio (**Tabla I**). Estas normas están condicionadas a una revisión periódica para actualizar sus valores en función de la información reciente sobre los efectos en la salud y con ello, gestionar la calidad del aire con las acciones más adecuadas.

**Tabla I.** Normas Oficiales Mexicanas que establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en la atmósfera. Tomado de Dirección General de Calidad del Aire. Gobierno de la Ciudad de México.

<http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=%27ZaBhtml=&dc=%27Yw==>

Contaminante	NOM	Publicación	Descripción
<b>Dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>)</b>	NOM-022-SSA1-2019	20 de agosto de 2019	0.075 ppm, promedio aritmético de 3 años consecutivos de los percentiles 99 anuales como promedio horario.  0.040 ppm, máximo promedio de 24 h
<b>Monóxido de carbono (CO)</b>	NOM-021-SSA1-2021	29 de octubre de 2021	26 ppm, promedio horario 9 ppm, promedio móvil de 8 h
<b>Dióxido de Nitrógeno</b>	NOM-023-SSA1-2021	27 de octubre de 2021	0.106 ppm, promedio horario 0.021 ppm, promedio anual

<b>Ozono (O<sub>3</sub>)</b>	NOM-020-SSA1-2021	28 de octubre de 2021	<p><b>Años 2022-2023:</b> 0.090 ppm, promedio horario 0.065 ppm, promedio móvil de 8 h</p> <p><b>Años 2024-2025:</b> 0.090 ppm, promedio horario 0.060 ppm, promedio móvil de 8 h</p> <p><b>A partir de 2026:</b> 0.090 pmm, promedio horario 0.051 ppm, promedio móvil de 8 h</p>
<b>Partículas suspendidas totales (PST)</b>			Derogada
<b>Partículas menores a 10 micrómetros (PM<sub>10</sub>)</b>	NOM-025-SSA1-2021	27 de octubre de 2021	<p><b>Años 2022-2023:</b> 70 µg/m<sup>3</sup> promedio de 24 h y 36 µg/m<sup>3</sup> promedio anual</p> <p><b>Años 2024-2025:</b> 60 µg/m<sup>3</sup>, promedio de 24 h y 28 µg/m<sup>3</sup>, promedio anual</p> <p><b>A partir de 2026:</b> 50 µg/m<sup>3</sup>, promedio de 24 h 20 µg/m<sup>3</sup>, promedio anual</p>
<b>Partículas menores a 2.5 micrómetros (PM<sub>2.5</sub>)</b>	NOM-025-SSA1-2021	27 de octubre de 2021	<p><b>Años 2022-2023:</b> 41 µg/m<sup>3</sup> promedio de 24 h y 10 µg/m<sup>3</sup> promedio anual</p> <p><b>Años 2024-2025:</b> 33 µg/m<sup>3</sup>, promedio de 24 h y 10 µg/m<sup>3</sup>, promedio anual</p> <p><b>A partir de 2026:</b> 25 µg/m<sup>3</sup>, promedio de 24 h 10 µg/m<sup>3</sup>, promedio anual</p>
<b>Plomo</b>	NOM-026-SSA1-2021	29 de octubre de 2021	0.5 µg/m <sup>3</sup> promedio anual obtenido mediante muestreos manuales de PM <sub>10</sub>

## 2.4 Aerosol atmosférico

La atmósfera baja contiene compuestos en estado líquido, sólido y gaseoso que forman un sistema disperso de pequeñas partículas sólidas o líquidas suspendidas en un gas, llamado aerosol atmosférico (Vincent *et al.* 2007). El aerosol contiene un

amplio intervalo de tamaños con características físicas y químicas específicas, que pueden transportarse largas distancias y eventualmente depositarse. El estudio de los aerosoles es importante por sus implicaciones sobre la visibilidad, el clima, la formación de nubes y la morbilidad y la mortalidad humana (Andreae y Rosenfield 2008, Doughty y Hill 2017). En función de su composición, serán sus propiedades para absorber y dispersar la radiación solar, así como los efectos en la salud humana. Las partículas de los aerosoles atmosféricos son sólidas o líquidas < 100 µm de diámetro, también conocidas como partículas coloidales. Existen dos tipos: las partículas de dispersión y las de condensación. Las de dispersión se originan por molienda de sólidos, atomización de líquidos o dispersión de polvos, mientras que las de condensación se forman por reacciones entre gases, generalmente de tipo fotoquímico y de oxidación, lo que conlleva a disminuir su presión de vapor y eventualmente su condensación sobre partículas preexistentes o formando núcleos en entre ellos (Manahan 2007).

### **2.4.1 Clasificación del aerosol atmosférico**

Por su origen, los aerosoles se pueden clasificar en primarios o secundarios y en naturales o antropogénicos. Los naturales se originan a partir de fuentes como las erupciones volcánicas (cenizas y óxidos de azufre), de las sales provenientes del rocío marino, las esporas y polen y de la biomasa en general. Mientras que los antropogénicos, se derivan de las actividades humanas, como los provenientes de la quema de combustibles, emisiones de fábricas, vehículos y minería, entre otros. Los aerosoles primarios se emiten de forma directa a la atmósfera y los secundarios, son los que se originan a partir de los procesos químicos que ocurren en ella (Seinfeld y Pandis 2006). Existe también una tercera clasificación del aerosol atmosférico en función de la matriz que se estudia pues es común que se denomine aerosol urbano, semiurbano, desértico, marino, volcánico, estratosférico, etc. Esta clasificación no es oficial pues los aerosoles se transportan en la atmósfera todo el

tiempo, sin embargo, resulta útil cuando se quiere representar un tipo específico de aerosol (Boucher 2015).

## **2.4.2 Efectos en el ambiente**

Los aerosoles representan un papel importante en el cambio climático ya que interfieren en la transferencia de radiación solar y en el proceso de formación de las nubes (Andreae 2007), además de modificar al clima como consecuencia de la alteración del balance radiativo de la Tierra (Moya *et al.* 2003). El forzamiento radiativo es el cambio en el flujo neto de energía radiativa hacia la superficie de la Tierra, producto de cambios internos en la composición química de los aerosoles y los gases atmosféricos, o cambios en el aporte externo de la energía solar. Se expresa en unidades de  $W m^{-2}$  y se considera que un forzamiento radiativo positivo contribuye a aumentar la temperatura de la superficie de la Tierra, mientras que uno negativo favorece su enfriamiento (IPCC 2007).

En consecuencia, la absorción de la radiación por los aerosoles también modifica la temperatura vertical de la atmósfera, lo que influye directamente en la humedad relativa, en la estabilidad atmosférica y por lo tanto en la formación de nubes (Boucher 2015).

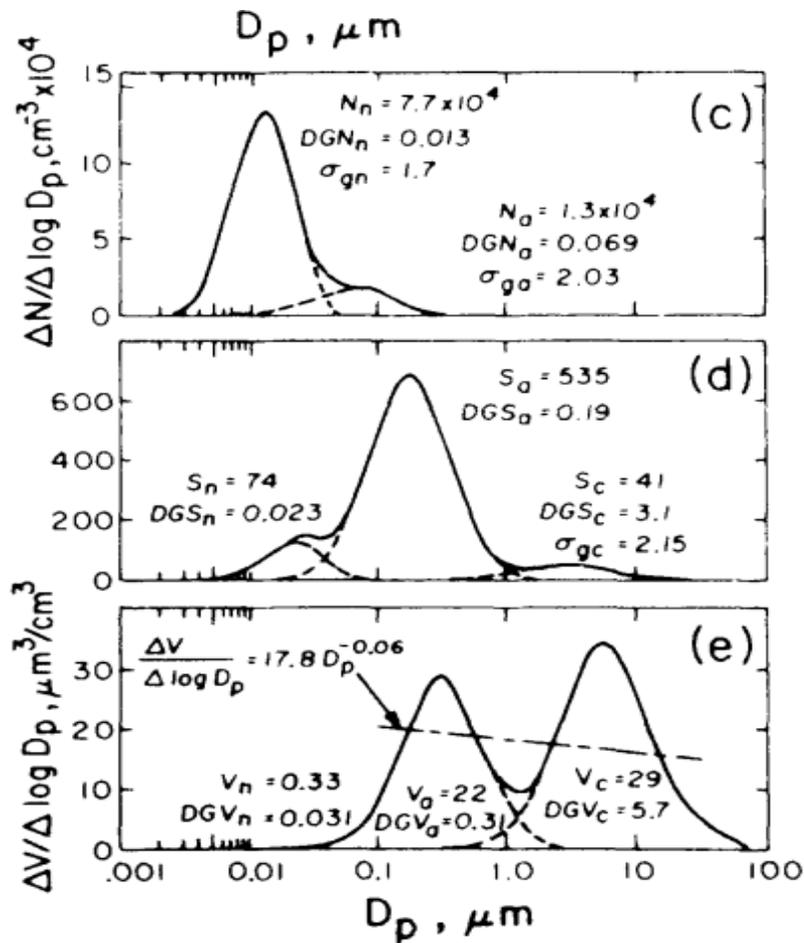
## **2.4.3 Composición química de los aerosoles**

La concentración, composición y distribución de las partículas de aerosol atmosférico varía con el tiempo y el lugar. En general se compone de una fracción inorgánica y de otra orgánica. La fracción orgánica comprende gran número de especies y constituye entre el 20 % y 50 % de la masa de las  $PM_{2.5}$  en zonas urbanas y cerca del 70 % en partículas  $< 1 \mu m$ . Su abundancia y proporción depende del lugar, la época y las condiciones meteorológicas (Calvo *et al.* 2013). La fracción inorgánica del aerosol atmosférico depende en gran medida del tamaño de las partículas que lo conforman y de la fuente de origen. Los compuestos inorgánicos

más comunes presentes en los aerosoles son las sales, los óxidos, los compuestos de azufre y metales (Al, Ca, Fe, K, Na, Si) que se originan principalmente a causa de la resuspensión del suelo (Manahan 2007). Se ha demostrado que la composición elemental de los aerosoles atmosféricos se relaciona directamente con su fuente de emisión, por lo que se les denomina “marcadores de emisión”. Por ejemplo, el níquel y el vanadio son marcadores de la combustión de petróleo. Mientras que el cobre y el antimonio son marcadores del desgaste de los frenos y de las cenizas de los incineradores (Calvo *et al.* 2013). A veces algunos elementos son indicadores de más de una fuente de emisión y en ese caso es conveniente utilizar relaciones entre ellos.

## 2.5 Partículas atmosféricas

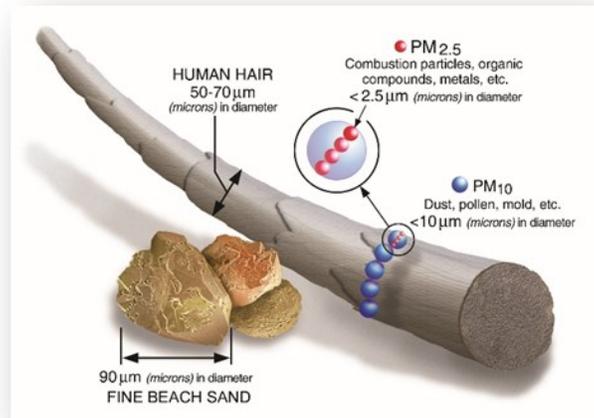
Las partículas atmosféricas, también llamadas material particulado, forman parte del aerosol. Ellas no son una especie única, sino una mezcla de distintas especies químicas. La concentración, composición y distribución del tamaño de las partículas del aerosol atmosférico varía en función de la época y el lugar (Pöschl 2005). Las partículas del aerosol afectan la abundancia y distribución de gases traza atmosféricos por reacciones químicas heterogéneas y otros procesos. La composición del aerosol atmosférico depende de diversos factores como fuentes de emisión, condiciones geográficas y climáticas, por la reactividad atmosférica, entre otros (Amador-Muñoz *et al.* 2010). La **Figura 1** muestra la distribución de las partículas en la tropósfera en función de su diámetro aerodinámico (Wilson y Suh 1997), definido como el diámetro de una partícula esférica de densidad unitaria que tiene la misma velocidad terminal que la partícula de interés, independiente de su forma, tamaño o densidad bajo condiciones de temperatura, presión y humedad actuales. Este concepto también es útil para determinar la trayectoria de las partículas dentro del sistema respiratorio, el transporte, los procesos de remoción del aire y superficies, etc. (Götz *et al.* 1991).



**Figura 1.** Distribución del número  $N$  (c), área superficial  $S$  (d) y volumen  $V$  (e) de las partículas en función del diámetro geométrico (DG). Modas: nucleación (n), acumulación (a) y grueso (g) (Whitby 1978).

El usar diámetros aerodinámicos equivalentes permite comparar partículas de diferentes tamaños, formas y densidades. Algunas partículas, como el polvo, el hollín o el humo, son lo suficientemente grandes u oscuras para verse a simple vista. Otras son tan pequeñas (**Figura 2**) que solo se pueden detectar con microscopio electrónico (Hinds 1982). Las partículas suspendidas representan el principal problema de salud pública, ya que sus efectos dependen de la concentración, composición química y diámetro. El riesgo es mayor a medida que se reduce el tamaño de la partícula. El incremento de la concentración está relacionado con enfermedades respiratorias, cardiovasculares y la mortalidad. La calidad del aire está estrechamente relacionada con el clima del planeta y los ecosistemas de todo

el mundo. En general, los componentes químicos predominantes de las partículas del aire dependen de la zona geográfica, de la meteorología y de las fuentes de emisión (OMS 2022). Principalmente se componen de compuestos orgánicos, inorgánicos y metales. Algunas especies predominantes son sulfatos, nitratos, amonio, sal marina, polvo mineral, metales, compuestos orgánicos y carbono negro elemental (Pöschl 2005).



**Figura 2.** Comparación del tamaño de las partículas con respecto a un folículo de cabello (EPA 2010).

## 2.5.1 Fracción inorgánica

Generalmente las partículas gruesas poseen mayor contenido de material inorgánico y los componentes químicos comunes de esta fracción son las sales como nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), cloruros ( $\text{Cl}^-$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), óxidos y metales (WHO 2014).

## 2.5.2 Metales

Las  $\text{PM}_{2.5}$  pueden contener Ti, Mn, Fe, Co, Cu, Rb, Sr, Cs, Th, La, Ce y Sm entre otros. La determinación de metales en el material particulado es importante pues tienen efectos tóxicos sobre la salud humana y los organismos.

Se considera la resuspensión del suelo y el material geogénico como principal fuente de metales en PM, por material geogénico se entiende a la actividad

volcánica, la erosión de los minerales de la corteza, los aerosoles de sal marina. Las actividades antropogénicas abarcan el tráfico vehicular, la quema de combustibles fósiles, la incineración de desechos de procesos metalúrgicos industriales entre otros. También se asociaron los altos niveles de metal con la resuspensión del polvo mineral, emisiones industriales, tráfico local y combustión de petróleo. (Morton *et al.* 2018)

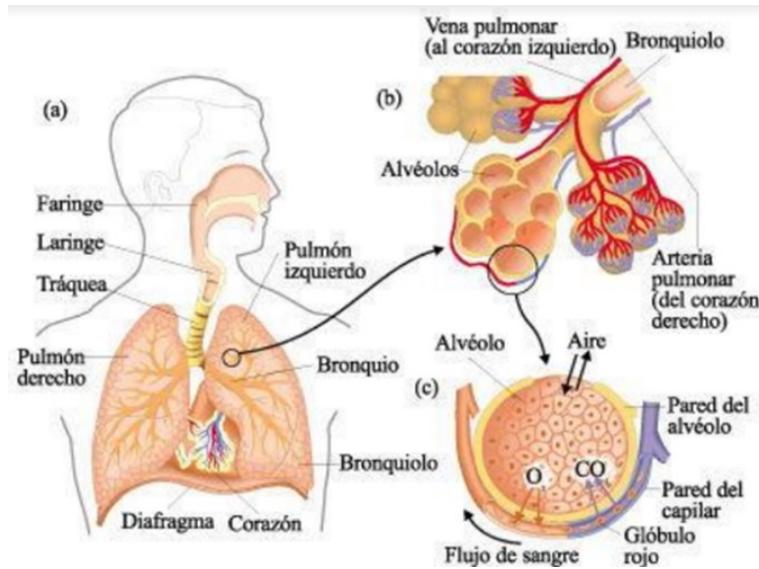
### **2.5.3 Fracción orgánica**

Esta fracción representa una parte importante de las partículas presentes en el aire. Tienen fuerte influencia en las propiedades fisicoquímicas y climáticas de los aerosoles, así como efectos en la salud humana. Debido a que se trata de una mezcla compleja de miles de compuestos orgánicos, tan solo se ha logrado caracterizar alrededor del 20 al 30 %. Entre ellos se encuentran hidrocarburos alifáticos, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), ácidos carboxílicos, carbono elemental, entre otros (Pöschl 2005).

### **2.5.4 Efectos en la salud humana**

De la población expuesta, el sector más vulnerable a la contaminación atmosférica son los niños, adultos de la tercera edad, mujeres embarazadas y personas con enfermedades cardiacas o pulmonares preexistentes. La magnitud de estos efectos también depende de las características físicas del individuo, modo y frecuencia de la respiración, edad, etc. El tamaño de las partículas está relacionado directamente con la magnitud de los efectos en la salud. Durante la respiración, la mayoría de las PM<sub>10</sub> se retienen por la mucosa y los cilios nasales que actúan como un filtro muy eficaz, sin embargo, las partículas que logran penetrar son las PM<sub>2.5</sub> que se depositan en las vías respiratorias, los bronquiolos y los alveolos que es donde se produce el intercambio de gases (**Figura 3**). Eventualmente, dichas partículas

perjudican el funcionamiento pulmonar y el transporte al torrente sanguíneo (Kim *et al.* 2015).



**Figura 3.** Esquema del sistema respiratorio superior e inferior (Department of Ecology State of Washington 2015).

## 2.6 Biomasa

Se le denomina biomasa al material producido por residuos de plantas, animales y microorganismos. Los compuestos orgánicos volátiles (COVs) de origen biogénico son más reactivos en la atmósfera ante la presencia de radicales hidroxilos y ozono, porque contienen hidrocarburos insaturados. En cambio, los COVs de origen antropogénico se componen en gran medida por hidrocarburos aromáticos más estables ante la presencia de los compuestos oxidantes. Por esta razón, el estudio de los COVs biogénicos adquiere mayor importancia, pues su aportación a la carga global de aerosoles orgánicos secundarios es un orden de magnitud mayor que la de los COVs antropogénicos (Deshmukh *et al.* 2019).

## 2.6.1 Quema de biomasa

La combustión de la biomasa a cielo abierto es una enorme fuente de partículas y gases. A nivel mundial, se considera que la quema de biomasa es una de las mayores perturbaciones al ambiente, pues sucede la mayor destrucción en los ecosistemas debido a la eliminación de la vegetación, la degradación de suelos y a la contaminación de agua y aire (Milic *et al.* 2017). Además, se estima que las emisiones primarias provenientes de esta fuente contribuyen entre el 5 y el 20 % a la masa de las PM<sub>2.5</sub> (Chen *et al.* 2017). Se estima que la quema de biomasa, como madera, hojas, pastizales y residuos agrícolas, produce alrededor del 40 % de CO<sub>2</sub>, 32 % del CO, 20 % de material particulado y 50 % de HAP's emitidos al ambiente a escala global (Andreae y Merlet 2001).

La quema de biomasa impacta de manera global, local y regional la calidad del aire, la salud humana y el clima. Además, afecta significativamente el balance radiativo de la Tierra, alcanzando su punto máximo durante la temporada seca. Esto se debe, a que la mayoría del aerosol derivado de la quema de biomasa contiene partículas ultrafinas (Morawska *et al.* 1999, Chen *et al.* 2017). Una vez en la atmósfera, el aerosol puede sufrir una serie de transformaciones como coagulación, condensación y conversión de gas a partícula que cambian sus propiedades físicas, químicas y ópticas (Adler *et al.* 2011). Su tiempo de vida es relativamente corto (de 5 a 10 días aproximadamente) y por ende su composición química varía dependiendo del tiempo de residencia en la atmósfera. De esta forma las partículas que perduran más contienen mayor proporción de nitratos, sulfatos compuestos orgánicos (Reid *et al.* 2005). El proceso de oxidación de los aerosoles lleva a la formación de nuevas especies como ácidos, cetonas, aldehídos y alcoholes (Adler *et al.* 2011).

## **2.6.2 Quema de biomasa en México**

En nuestro país, la quema de biomasa se emplea principalmente como fuente de energía para la cocción de alimentos y el calentamiento de los hogares. También es una práctica común en la agricultura para preparar la tierra de cultivo. De acuerdo con datos de la CONAFOR (Comisión Nacional Forestal), en la Zona Metropolitana del Valle de México, la temporada de incendios abarca de abril a mayo principalmente, pues se considera la época seca-caliente. Durante este tiempo, la Ciudad de México y el Estado de México fueron las entidades que más incendios presentaron. En 2019, se suscitaron diversos incendios ocurridos en Hidalgo, Puebla, Tlaxcala, Morelos, Querétaro, el Estado de México y la Ciudad de México, además de Guerrero, Michoacán y Oaxaca, este evento abarcó del 10 al 16 de mayo, lo que impactó fuertemente en la calidad del aire, ocasionando la activación de la contingencia ambiental extraordinaria por PM<sub>2.5</sub> y ozono.

Los factores que favorecieron la magnitud de este siniestro fueron las condiciones meteorológicas, ya que fueron adversas para la dispersión de los contaminantes (ProAire-ZMVM 2021-2030). En ese año, la CONAFOR reportó 7410 incendios que afectaron aproximadamente 634,000 hectáreas, siendo el cuarto registro más alto en superficie forestal afectada desde 1998. El 29 % fueron provocados de manera intencional, el 22 % por actividades agrícolas, el 12 % por fogatas, el 9 % por actividades pecuarias, el 6 % a causa de fumadores, el 2 % por causas naturales y el 20 % restante por causas desconocidas. La vegetación afectada fue arbórea, herbácea y arbustiva (CONAFOR 2019).

## **2.7 Compuestos orgánicos volátiles oxigenados**

Es importante contar con herramientas que ayuden a la identificación de las fuentes de emisión de los aerosoles, ya que al transportarse grandes distancias se hace difícil identificar su origen. El uso de trazadores orgánicos facilita la identificación de las fuentes de emisión, así como las vías de formación (Oros y Simoneit 2001). Los

compuestos orgánicos oxigenados pueden tener especies con bajos y altos estados de oxidación. Estos compuestos entran a la atmósfera por fuentes antropogénicas como las emisiones industriales y el transporte. Sin embargo, es más común que se oxiden en la atmósfera a partir de los hidrocarburos presentes en ella (Calvert *et al.* 2011).

De manera general, se sabe que los compuestos orgánicos oxigenados (COO) ingresan a la atmósfera por cuatro vías: la oxidación atmosférica de hidrocarburos; las emisiones de fuentes biológicas como plantas en crecimiento, desechos vegetales y quema de biomasa; por la evaporación de disolventes oxigenados y combustibles utilizados en procesos industriales y; por la combustión incompleta de hidrocarburos utilizados en diferentes procesos (Mellouki *et al.* 2015).

Existe gran número de este tipo de compuestos que componen la fase gaseosa y particulada, esto hace que la caracterización química de estas especies sea complicada. Además, aun no es posible identificar las reacciones químicas involucradas en la formación y envejecimiento de los aerosoles orgánicos secundarios, por lo que representa un desafío para la química atmosférica moderna (Michoud *et al.* 2021).

## 2.8 Alcoholes

Los alcoholes son una familia que integran a los COO. Se encuentran ampliamente distribuidos en la naturaleza. Tienen diversas aplicaciones industriales y farmacéuticas. El nombre del grupo alcohol está restringido a compuestos que tienen su grupo -OH unido a un átomo de carbono saturado con hibridación  $sp^3$ . El grupo hidroxilo se puede transformar en la mayoría del resto de grupos funcionales. Por estas razones, los alcoholes son intermedios sintéticos versátiles (McMurry 2012).

## 2.8.1 Propiedades fisicoquímicas y reactividad

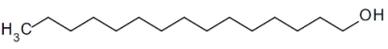
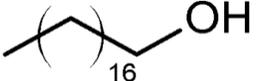
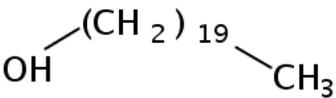
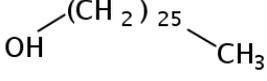
El punto de ebullición es una de las propiedades más importantes de los alcoholes que depende de la polaridad de la molécula. El hidrógeno del grupo hidroxilo está fuertemente polarizado debido a que está unido al oxígeno que es un átomo muy electronegativo, el cual a su vez puede formar enlaces con otra molécula de alcohol, favoreciendo así la presencia de fuerzas intermoleculares. Los enlaces de hidrógeno tienen una energía de enlace de aproximadamente 5 kcal por mol, menor que la de los enlaces covalentes entre carbono-carbono (70 y 110 kcal), pero mucho mayor que la de las atracciones dipolo-dipolo, por lo que estas atracciones también contribuyen a que los puntos de ebullición de los alcoholes y de los éteres sean relativamente altos.

Los alcoholes forman enlaces de hidrógeno con el agua, por lo que la mayoría son miscibles en ella. El grupo hidroxilo del grupo funcional es hidrofílico, porque tiene afinidad por el agua y por otras sustancias polares. El grupo alquilo del alcohol es hidrofóbico, porque se comporta como un alcano: no participa en los enlaces de hidrógeno ni en las atracciones dipolo-dipolo de un disolvente polar. El grupo alquilo hace que el alcohol sea menos hidrofílico y es el responsable de la solubilidad de los alcoholes en disolventes orgánicos. Como resultado, muchos alcoholes son miscibles en un amplio margen de disolventes orgánicos no polares (Wade 2004). Existen diversas formas de sintetizar alcoholes, sin embargo, solo se mencionarán las que podrían ser más probables que se presentarán en la atmósfera, dadas las condiciones y compuestos más comunes presentes en ésta:

1. Hidratación de alquenos. Consiste en un ataque nucleofílico del oxígeno del agua al carbocatión del alqueno, dando lugar a la formación del alcohol primario correspondiente.
2. Reducción de aldehídos y cetonas. En este caso es necesaria la presencia de un agente reductor o bien condiciones reductoras para reducir al grupo carbonilo al alcohol correspondiente (Bruice 2008).

La **tabla II** muestra algunas propiedades fisicoquímicas de algunos alcoholes, incluyendo los analizados en este trabajo, así como sus principales usos y toxicidad.

**Tabla II.** Propiedades fisicoquímicas de algunos alcoholes (tomado de ChemSpider, SciFinder, ATSDR 2021, EPA 2020, Venkatesan y Srinivasan 2008).

Alcohol	Estructura	Punto de Ebullición (°C)	Presión de Vapor (mmHg)	Toxicidad	Uso
Dodecanol		259	8.48e-04	No tóxico	Intermediario en la producción de las sales de n-dodecil sulfato y en la fabricación de etoxilatos de n-dodecilo
Pentadecanol		300	3.85e-05	Baja toxicidad. La exposición prolongada produce cierta depresión del sistema nervioso central	En productos químicos industriales, aceites lubricantes, lociones y cremas
Octadecanol		210.5	2.70e-06	Baja toxicidad	Fabricación de grasas, jabón, pinturas y recubrimientos
Eicosanol		372.0	4.52e-08	En ciertas concentraciones es muy tóxico para los ecosistemas acuáticos	Debido a su larga cadena molecular, tiene propiedades de ácido graso y al ser un compuesto ceroso, se utiliza como emulgente en cosméticos
Hexacosanol		240		Baja toxicidad	En procesos de refinación del petróleo

## 2.8.2 Fuentes de emisión de alcoholes

La presencia de alcoholes ( $>C_{10}$ ) en muestras de aerosol atmosférico ha sido poco estudiada, tal vez por ser considerados compuestos inertes en la salud. Sin embargo es importante su estudio al ser precursores de aerosoles orgánicos secundarios. Junto con los alcanos y los ácidos grasos, son los constituyentes mayoritarios de la cera epicuticular de las plantas terrestres, siendo consideradas como una de las principales fuentes de emisiones biogénicas a la atmósfera. Además, también se ha demostrado la presencia de alcoholes en las emisiones de la quema de biomasa (Oros y Simoneit 2001).

La presencia de alcoholes alifáticos en la atmósfera se atribuye principalmente a fuentes antropogénicas, ya que se utilizan ampliamente en productos de limpieza y cuidado personal, como jabones corporales, lociones, cremas, enjuagues, etc. Por esta razón, los alcoholes alifáticos y los ácidos grasos son los que presentan mayor abundancia (Evtyugina *et al.* 2021).

Los más comunes son metanol, etanol, e isopropanol que presentan baja masa molecular. Pueden ser utilizados como biocombustibles (Colmenar *et al.* 2020). Los alcoholes de mayor masa molecular se encuentran en fase particulada y se les conoce como alcoholes grasos (Miyazaki *et al.* 2019). Su larga cadena de carbono les confiere características de sustancias cerosas, que los hace compuestos filmógenos, emolientes, hidratantes, suavizantes y protectores. Por ello se utilizan ampliamente en el área cosmética (Evtyugina *et al.* 2021).

Los alcoholes grasos o alcanoles están presentes en gran cantidad de organismos debido a su versatilidad en la síntesis de moléculas y otros compuestos. La mayoría se producen en la biota como lípidos superficiales que recubren las plantas, pues son útiles para prevenir la desecación, protección contra ataques bacterianos y luz UV. También se han encontrado algunos alcanoles como hexadecanol, octadecanol y eicosanol en suelos, derivados de la suberina, que es un polímero natural producido por las paredes celulares de algunas células de las plantas (Otto *et al.* 2005).

Una vez emitidos a la atmósfera, los alcoholes grasos pueden actuar como trazadores de partículas de aerosoles biológicos primarios y dependiendo de la longitud de la cadena y la posición del grupo -OH tendrán una actividad significativa en la formación de núcleos de hielo. Se ha observado que las emisiones primarias de los alcoholes dependen de la actividad de la vegetación forestal y más específicamente de la fenología de las hojas de las plantas en los sitios forestales de muestreo (Miyazaki *et al.* 2019).

La volatilidad de los alcoholes alifáticos provoca su presencia en la tropósfera y aunque el metanol y etanol son los más abundantes por su uso como biocombustibles, se conoce la existencia de alrededor de 70 alcoholes en la atmósfera. La reactividad de los COVOs y específicamente alcoholes en la atmósfera está dada por las reacciones vía radicales libres por la presencia del grupo -OH, el radical NO<sub>3</sub>, NOx y Cl<sup>-</sup> (J. Hernández *et al.* 2017)

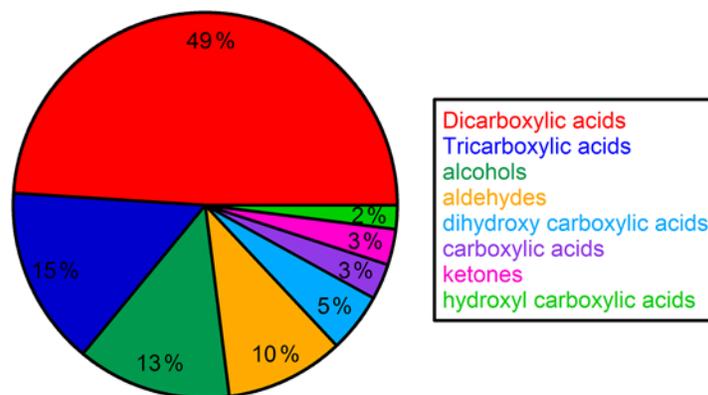
Para los alcoholes de cadena lineal de 4 o más carbonos, la principal vía de reacción es la abstracción del hidrógeno del carbono α al grupo hidroxilo, generando aldehídos y ácidos carboxílicos (Mellouki *et al.* 2015).

Cuando los alcoholes grasos se evaporan y se condensan en las partículas suspendidas en el aire son propensos a sufrir reacciones de oxidación, desoxigenación y deshidratación. Se ha encontrado la presencia de estos compuestos a partir de la quema de algunas especies vegetales como la caña de azúcar, el bambú y la paja de trigo (Zhou *et al.* 2023).

Durante un incendio, cuando las temperaturas son más bajas, dan como resultado que el grado de conversión o bien oxidación de la biomasa sea menor ocasionando que se originen mayores emisiones de compuestos químicos no quemados. A partir de ello, es posible la formación de alcanos a partir de la reducción de ácidos n-alcanoicos o de la pirólisis incompleta de compuestos abundantes en la biomasa como son la lignina, celulosa y otros biopolímeros naturales. El olivo y el eucalipto fueron las especies con mayor concentración de alcoholes observada en las PM<sub>2.5</sub> (Goncalves *et al.* 2011).

Pese a la información brindada con anterioridad, los alcoholes en la atmósfera han sido poco analizados. Un estudio reciente reveló que los alcoholes saturados

representaron el 13 % de las familias analizadas en PM<sub>2.5</sub> (**Figura 4**) (Michoud *et al.* 2021). Sin embargo, poco se sabe de su comportamiento y distribución.

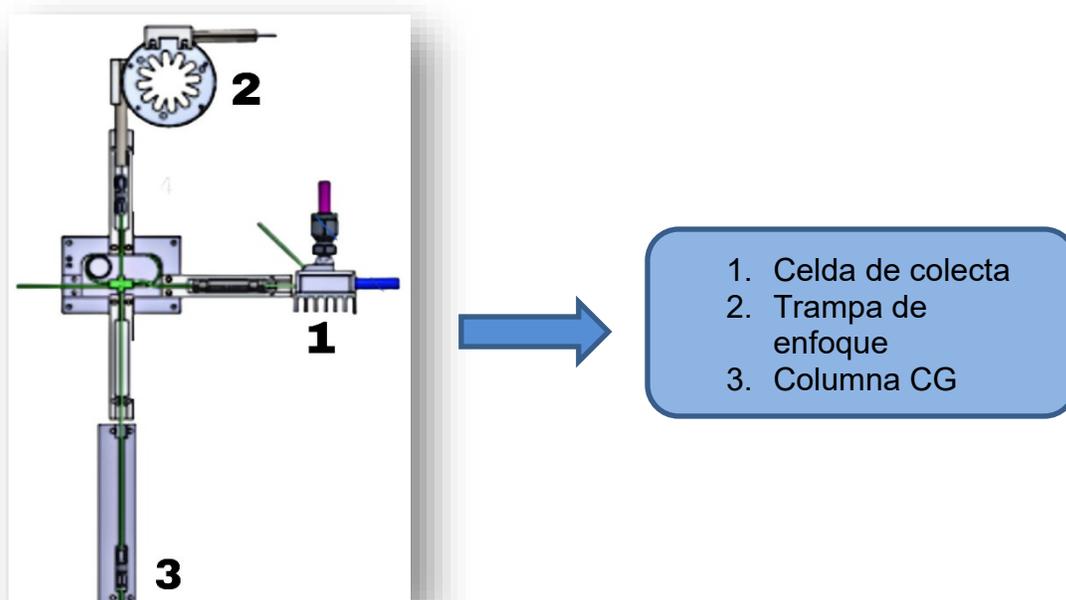


**Figura 4.** Composición relativa promedio de compuestos orgánicos en PM<sub>2.5</sub> (Michoud *et al.* 2021).

## 2.9 Termodesorbedor de aerosoles acoplado al cromatógrafo de gases – espectrómetro de masas (TAG-CG-EM)

Existen técnicas analíticas capaces de determinar alcoholes en matrices ambientales. En el aire, la cromatografía de gases acoplada a la espectrometría de masas ha sido la de mayor uso (Michoud *et al.* 2021) Sin embargo, aún se requieren extensos periodos de tiempo para su colecta, tratamiento analítico y análisis, lo que impide estudiar su dinámica en la atmósfera. El termodesorbedor de aerosoles acoplado al cromatógrafo de gases espectrómetro de masas (TAG-CG-EM), es un instrumento capaz de analizar la composición química del aerosol atmosférico con alta resolución temporal (Kreisberg *et al.* 2009). En 2006 surgió el primer equipo (Williams *et al.* 2014) y posteriormente se han hecho mejoras tecnológicas. En México se ha empleado para determinar algunos contaminantes emitidos por vehículos (Amador-Muñoz *et al.* 2020a) e incendios forestales (Amador-Muñoz *et al.* 2022), por industria y biogénicos (Martínez-Domínguez 2020).

La **figura 5** muestra el esquema del TAG-CG-EM. El equipo colecta  $PM_{2.5}$  a 9 L/min. El tiempo de colecta puede ser programado de minutos a horas. Las  $PM_{2.5}$  se impactan en la celda de colecta (1), posteriormente, los compuestos orgánicos en las partículas se termodesorben de 30° C a 300°C y se transfieren hacia la trampa de enfoque (2), que se mantiene a 30°C. Una vez terminada la transferencia, los compuestos orgánicos se vuelven a termodesorber de la trampa de 30°C a 300 °C, y se transfieren a la columna cromatográfica (3) donde se lleva a cabo la separación. Durante la colecta de las partículas, se introducen estándares deuterados para llevar a cabo la cuantificación por dilución isotópica. Por último, los compuestos se detectan y cuantifican en el espectrómetro de masas (Martínez-Domínguez 2020).

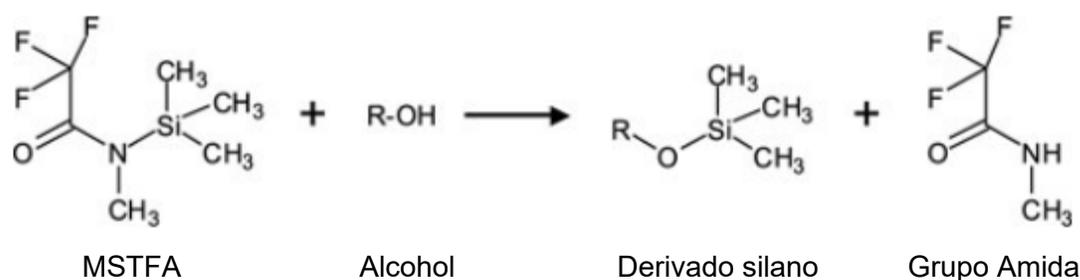


**Figura 5.** Esquema para la colecta de  $PM_{2.5}$  en la celda y posterior desorción de los compuestos orgánicos del TAG a la columna cromatográfica.

### 2.9.1 Derivatización de la muestra

El TAG-CG-EM tiene la versatilidad de derivatizar las especies polares por ejemplo (alcoholes, ácidos carboxílicos, di ácidos orgánicos, etc) para que puedan ser analizadas por cromatografía de gases. De otra forma, se degradarían durante las

termodesorciones. El proceso de derivatización ocurre en la primera termodesorción de los analitos de la celda a la trampa, con duración de 12 min. El derivatizante en exceso (sin reaccionar) se transfiere a la trampa de enfoque donde se elimina, para evitar que llegue a la columna cromatográfica y la sature (Martínez-Domínguez 2020). El derivatizante empleado en este estudio fue el MSTFA (N-Metil-N-(trimetilsililo) trifluoroacetamida). En este proceso, el hidrógeno del grupo -OH se reemplaza por el grupo trimetilsililo (TMS) conocido como reacción de sililación (Figura 6).



**Figura 6.** Reacción de sililación de alcoholes con MSTFA.

Los compuestos derivados son mucho más volátiles, menos polares y térmicamente más estables. Estos agentes son capaces de derivatizar grupos -OH de alcoholes y ácidos principalmente (Moldoveanu y David 2019).

### 3 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los alcoholes forman parte del aerosol orgánico. Sin embargo, su presencia ha sido poco explorada. A pesar de que aparentemente son poco nocivos para la salud humana, pueden tener implicaciones en la química de la atmósfera como precursores en la formación de nuevas especies. En eventos por quema de biomasa parecen ser una fuente importante de especies oxidadas, así como de especies precursoras de aerosol orgánico secundario. Este trabajo será el primero en México

que determine el tipo y la cantidad de algunos alcoholes en  $PM_{2.5}$ , en dos periodos, uno de incendios y otro de no incendios.

## **4 OBJETIVOS**

### **4.1 General**

Diagnosticar el tipo y la concentración de alcoholes en  $PM_{2.5}$  con alta resolución temporal en una temporada de incendios y compararlos con otra de no incendios.

### **4.2 Objetivos específicos**

1. Evaluar el tipo y la concentración de alcoholes en una temporada de incendios.
2. Evaluar el tipo y la concentración de alcoholes en una temporada de no incendios.
3. Identificar posibles alcoholes marcadores de emisión por quema de biomasa.
4. Identificar posibles fuentes de emisión de alcoholes no asociados con incendios.

## **5 HIPÓTESIS**

El tipo y la cantidad de los alcoholes serán diferentes entre la temporada de incendios y de no incendios.

## **6 MÉTODO**

### **6.1 Preparación de disoluciones estándar**

Se preparó una disolución de 4 alcoholes, una de estándares internos (EI) con 6 hidrocarburos aromáticos policíclicos fluorados (HAPs-F) y otra con 4 alcoholes

deuterados (**Tabla III**). Debido al tiempo de retención de los alcoholes y sus deuterados, únicamente se utilizó el 3-fluorofenantreno como estándar interno. La disolución de EI sólo se utilizó para evaluar el desempeño del TAG-CG-EM y construir las curvas de calibración de los alcoholes. Mientras que la disolución de estándares deuterados se utilizó para cuantificar a los alcoholes en las PM<sub>2.5</sub>.

**Tabla III.** Alcoholes nativos, alcoholes deuterados y HAP fluorados (estándar interno, EI). Masa molecular (g/mol<sup>-1</sup>), iones (m/z) y concentración empleada durante la calibración y la campaña de medición.

No.	Compuesto	MM g mol <sup>-1</sup>	Ion cuantificador	Iones verificadores	Concentración (pg/μL)
d-1	Dodecanol-d25	211	268	258, 76, 110	125
1	Dodecanol	186	243	75, 103, 244	31
d-2	Pentadecanol-d31	259	316	76, 94, 110	125
2	Pentadecanol	228	285	75, 103, 286	31
EI1	3-Fluoro fenantreno	196	196	98, 170	100
d-3	Octadecanol-d37	307	365	76, 110, 66	125
3	Octadecanol	270	327	75, 103, 328	31
d-4	Eicosanol-d41	339	397	76, 110, 66	125
4	Eicosanol	298	355	73, 75, 103	31

### 6.1.1 Preparación de las disoluciones de la curva de calibración

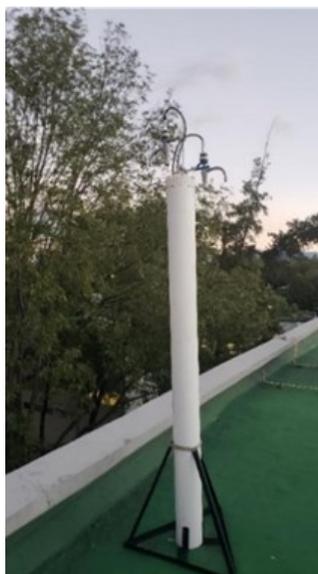
La curva de calibración se llevó a cabo de manera automática por el TAG. Para ello, los alcoholes nativos se inyectaron tomando 5, 10, 15, 20 y 25 μL de la concentración indicada en la **tabla IV**. Mientras que un volumen de 5 μL se mantuvo constante para los estándares internos y los alcoholes deuterados disolución (**Tabla III**). La **tabla IV** muestra la masa de los alcoholes nativos en cada nivel de calibración.

**Tabla IV.** Masa de alcoholes en picogramos en cada volumen inyectado por el TAG-CG-EM.

Nivel calibración	Volumen inyectado, $\mu\text{L}$	Alcoholes
1	5	155
2	10	310
3	15	465
4	20	620
5	25	775

## 6.2 Colecta de $\text{PM}_{2.5}$

Las  $\text{PM}_{2.5}$  se colectaron con un cabezal URG con punto de corte en  $2.5 \mu\text{m}$  a  $10 \text{ L min}^{-1}$  (**Figura 7**). Acoplado al TAG-CG-EM (**Figura 8**). El periodo de muestreo fue del 1 de mayo al 10 junio del 2019.



**Figura 7.** Toma de muestra y cabezal de  $\text{PM}_{2.5}$  al suroeste de la Ciudad de México.



**Figura 8.** Equipo instrumental TAG-CG-EM.

Debido a que el TAG sólo permitió  $9 \text{ L min}^{-1}$  durante la colecta, se instaló un “bypass” para obtener  $1 \text{ L min}^{-1}$  de aire en exceso y compensar los  $10 \text{ L min}^{-1}$  requeridos por el cabezal. Las  $\text{PM}_{2.5}$  se humidificaron entre 75 y 95 % antes de su impacto en la celda a  $30 \text{ }^\circ\text{C}$ . Cada colecta fue de 1 h. A su término, se transfirieron  $5 \mu\text{L}$  de HAPs-

F (**Tabla III**) y 5 µL de estándares deuterados (**Tabla III**) a la celda de colecta (**Figura 5**). Posteriormente se llevó a cabo la doble termodesorción y el análisis por CG-EM. Se hicieron blancos con 20 muestreos filtrando el aire a través de un filtro de 47 mm y 0.45 µm de poro. Estas muestras se restaron a las muestras con PM<sub>2.5</sub>, lo que eliminó la presencia de contaminantes orgánicos en la fase gaseosa.

### 6.3 Análisis cualitativo de alcoholes

El objetivo del análisis cualitativo es la identificación de los compuestos en estudio. La identificación de los compuestos se llevó a cabo utilizando los tiempos de retención relativos ( $t_{RR}$ ) al estándar interno. Para aplicar este método, se identificaron los iones base (cuantificadores) y los iones secundarios (verificadores) mostrados en la **tabla III**. Los  $t_{RR}$  se calcularon utilizando la **ecuación 1**.

$$t_{RR} = \frac{t_R}{t_{REI}} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

$t_{RR}$ : Tiempo de retención relativo del alcohol (adimensional)

$t_R$ : Tiempo de retención absoluto del alcohol (min)

$t_{REI}$ : Tiempo de retención absoluto del estándar interno (min)

Los  $t_{RR}$  de cada alcohol se obtuvieron de la curva de calibración instrumental, posteriormente se calcularon el promedio y tres desviaciones estándar. Con estos datos se creó un gráfico de identificación. Los  $t_{RR}$  de los alcoholes identificados en las PM<sub>2.5</sub> se colocaron en dichos gráficos. Si los alcoholes se encontraban dentro del intervalo y el espectro de masas coincidía con el de cada alcohol, entonces se confirmaba su presencia. De lo contrario, se revisaba el cromatograma. En caso de que alguno de estos criterios no se cumpliera, entonces se eliminaba del análisis.

## 6.4 Análisis cuantitativo de alcoholes

### 6.4.1 Método por dilución isotópica

El método por dilución isotópica se considera un método de cuantificación primario porque corrige intrínsecamente las concentraciones de los analitos en la muestra de interés. Esto es posible porque considera el comportamiento de los estándares deuterados como similar al de sus homólogos no deuterados, debido a la semejanza de las propiedades fisicoquímicas. Para ello, emplea patrones internos análogos al analito con átomos marcados isotópicamente ( $C^{13}$ , D,  $N^{15}$ , entre otros) (Wnoroski *et al.* 2006). La masa del analito se determina con la relación de las señales analito/estándar multiplicado por la masa del estándar deuterado añadido a la muestra (**Ecuación 2**) (Wnoroski *et al.* 2006).

$$M_{alc} = \frac{A_{alc}}{A_{alc-d}} \times M_{alc-d} \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde:

$M_{alc}$ : masa de alcohol, pg.

$A_{alc}$ : área bajo la curva del alcohol.

$A_{alc-d}$ : área bajo la curva del alcohol deuterado.

$M_{alc-d}$ : masa de alcohol deuterado, pg.

La masa de alcoholes deuterados en 5  $\mu$ L adicionados a las  $PM_{2.5}$  colectadas fue 625 ng (**Tabla III**). La **ecuación 3** muestra el cálculo de la concentración en el aire de los alcoholes encontrados en el aire:

$$\text{Alcohol en } PM_{2.5} = \frac{M_{alc}}{V_{Aire}} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde:

Alcohol en  $PM_{2.5}$ : Concentración del alcohol en las  $PM_{2.5}$ ,  $ng\ m^{-3}$ .

$M_{alc}$ : masa de alcohol, pg (Ecuación 2).

$V_{Aire}$ : volumen de aire colectado,  $m^3$ .

## **6.5 Parámetros meteorológicos y contaminantes criterio**

Los datos horarios meteorológicos de temperatura, dirección y velocidad del viento, así como humedad relativa, se obtuvieron de la Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos (RUOA) de la UNAM. Las concentraciones de los contaminantes (por hora): monóxido de carbono (CO), ozono (O<sub>3</sub>), monóxido de nitrógeno (NO), dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), se adquirieron del portal de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) de la Secretaría de Medio Ambiente del Gobierno de la Ciudad de México. [Dirección de Monitoreo Atmosférico \(cdmx.gob.mx\)](http://cdmx.gob.mx). La medición de los contaminantes criterio y parámetros meteorológicos se ubicaron en el mismo sitio que la toma de muestra PM<sub>2.5</sub>.

## **6.6 Análisis estadístico**

El análisis estadístico se realizó con el programa “Statistica versión 13” (Tibco, CO). Se utilizó estadística no paramétrica porque es más robusta que la paramétrica y es libre de distribución. La comparación de las medianas se llevó a cabo con la prueba de Mann-Whitney (MW), mientras que la comparación de múltiples medianas se llevó a cabo con la prueba de Kruskal-Wallis (KW). También se empleó la prueba de rangos ordenados de Spearman (medida de la asociación entre intervalo de variables) para obtener correlaciones entre los alcoholes cuantificados en el TAG-CG-EM, los contaminantes criterio y los parámetros meteorológicos.

## **6.7 Límites de detección y cuantificación**

El límite de detección de un analito es aquella concentración mínima presente en una muestra, que proporciona una señal en el instrumento significativamente

diferente a la señal del blanco. El límite de cuantificación corresponde a la cantidad más pequeña de un analito que se puede cuantificar confiablemente (Miller y Miller 2002).

El límite de cuantificación se consideró como la señal del alcohol igual a 10 veces la desviación estándar la señal del blanco (**ecuación 4**), dividido entre la pendiente; (**ecuación 5**) (Quino *et al.* 2007). Los LC y LD consideraron a la ordenada y a a la pendiente ponderadas, que son más robustas que los parámetros de una regresión lineal simple, que consideran a la varianza homoscedástica.

$$LC = \frac{10S(y/x)_w}{b_w} \quad \text{Ecuación 4}$$

$$LD = \frac{3S(y/x)_w}{b_w} \quad \text{Ecuación 5}$$

Donde:

LC= Límite de cuantificación instrumental

LD= Límite de detección instrumental

$b_w$  = pendiente ponderada

$S(y/x)_w$  = desviación estándar de la regresión ponderada

## 6.8 Análisis por cromatografía de gases – espectrometría de masas

El análisis de las familias orgánicas se llevó a cabo en un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas (Agilent Technologies, 7890B/5975) con una columna DB35 ms (60 m, 0.25 mm di, 0.25  $\mu$ m grosor de fase) (35% de fenil polidimetil-siloxano) (J&W). Se utilizó helio (GS Tecnología, 99.999%) como gas acarreador a 1.2 mL/min. La rampa de temperatura fue: Inicial a 40 °C durante un minuto, primer incremento a 110 °C (0 min) con tasa de 50 °C min<sup>-1</sup>, segundo incremento a 303 °C (0 min) con tasa de 5 °C min<sup>-1</sup> y tercer incremento a 335 °C (14.5 min) con tasa de 20 °C min<sup>-1</sup>.

El espectrómetro de masas se operó en ionización electrónica a 70 eV. La temperatura de la fuente de iones y el cuadrupolo fueron 230 °C y 150 °C

respectivamente. Se utilizó el modo “SCAN” en un intervalo de 35 a 500 uma para el análisis de todas las familias presentes en la matriz, empleando “solvent delay” de 6 min.

## 7 RESULTADOS

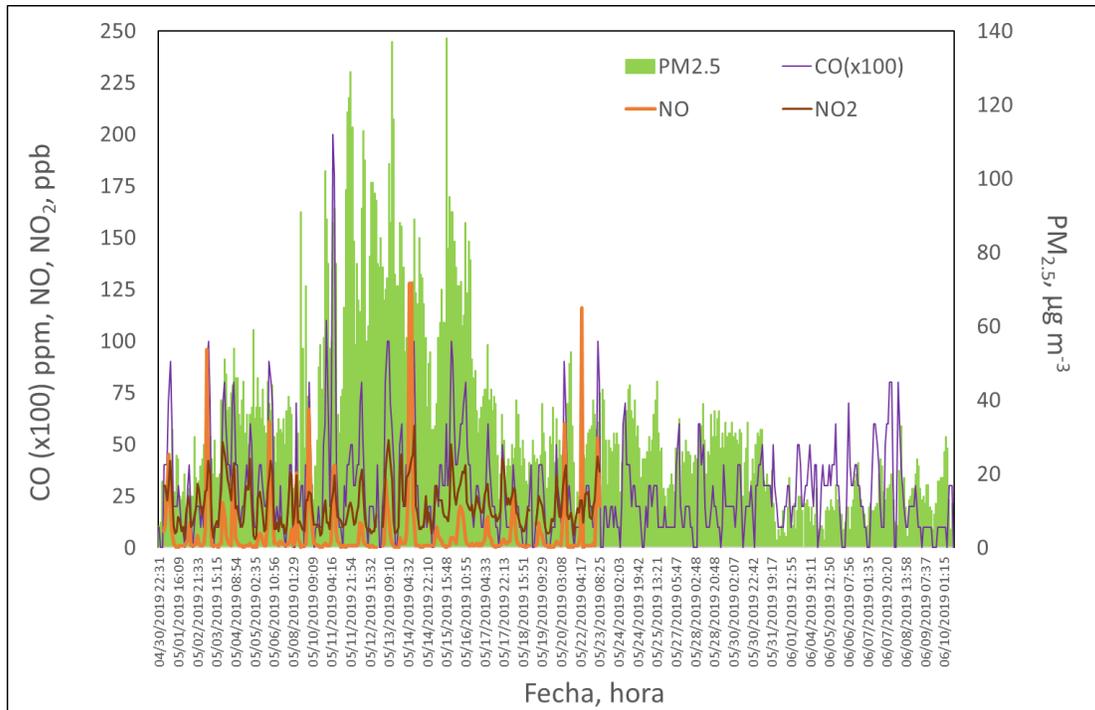
### 7.1 Contaminantes criterio

La **figura 9** y **10** muestra la serie de tiempo de los contaminantes criterio atmosféricos del 1º de mayo al 10 de junio del 2019. Se muestran los comportamientos horario y diario de sus concentraciones. Tanto los óxidos de nitrógeno como el ozono siguieron el comportamiento diario cíclico observado en otros estudios (Yang *et al.* 2018), donde el máximo del O<sub>3</sub> ocurre justo después del máximo de NO y NO<sub>2</sub>. Esto se debe a que, en la troposfera, el ozono se forma cuando un átomo de oxígeno, (O·) producido por la fotodisociación del dióxido de nitrógeno ( $\lambda < 430$  nm), se combina con una molécula de oxígeno (Blacet 1952). Sin embargo, para que se forme el NO<sub>2</sub> de la oxidación del NO a temperatura ambiente, se necesitan altas concentraciones del NO (ppm), o bien, de la presencia de oxidantes en el ambiente que promuevan esta oxidación. Los radicales peróxidos de hidrógeno (HOO) y los peróxidos de alquilo (ROO) tienen esta propiedad (Levy 1971). Estos radicales se forman mediante una serie de reacciones que involucran la presencia de hidrocarburos volátiles, conocidos como compuestos orgánicos volátiles. Para mayor detalle consultar Finlayson-Pitts y Pitts (2000).

El CO y el NO, también se comportaron de forma cíclica, con máximos en la mañana durante las horas de mayor circulación vehicular. A diferencia del ozono y los óxidos de nitrógeno, el SO<sub>2</sub> mostró un comportamiento diferente, por su origen industrial (**Figura 10**). La variación horaria de los contaminantes criterio se observa en las **figuras A.1. – A.6.** del anexo A el material complementario.

Las PM<sub>2.5</sub> mostraron un aumento de aproximadamente el doble de sus concentraciones entre el 10 y 16 de mayo, respecto al resto de los días. En este periodo, se suscitaron incendios forestales en los Estados de Hidalgo, Puebla,

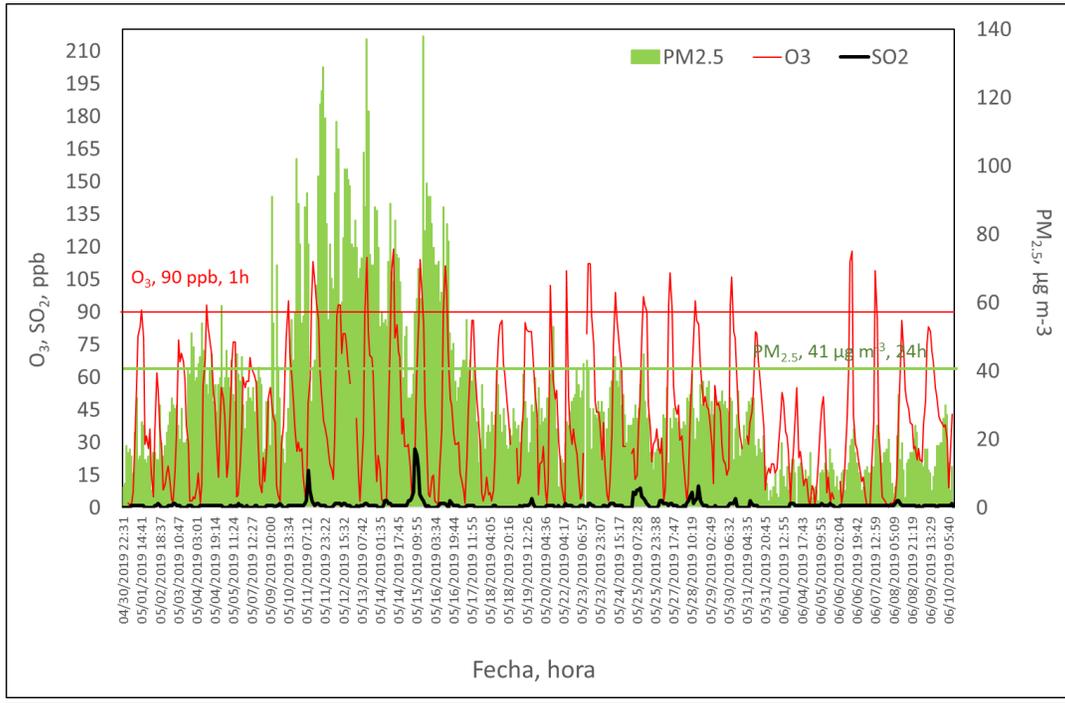
Tlaxcala, Morelos, Querétaro, Estado de México y la Ciudad de México (ProAire-ZMVM 2021-2030) ubicados en su mayoría al sur del valle de México, ocasionando el incremento de las concentraciones de las partículas. Las gráficas también muestran el aumento de ozono en este mismo periodo y probablemente del CO, aunque no es muy claro.



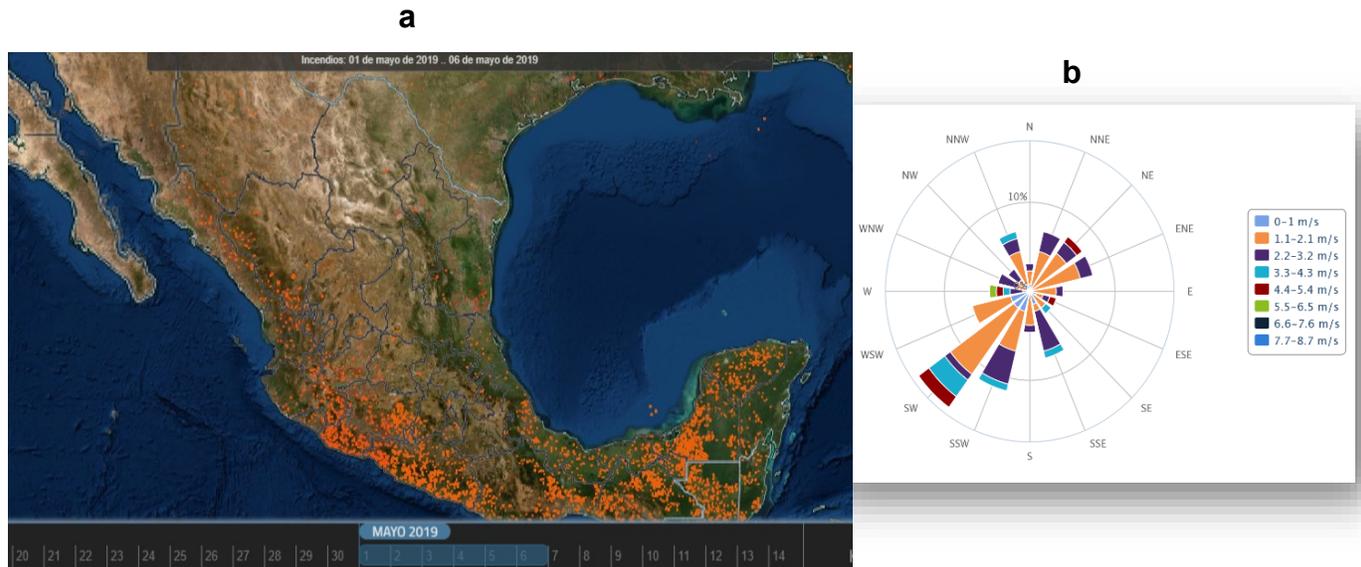
**Figura 9.** Series de tiempo de PM<sub>2.5</sub> en µg m<sup>-3</sup>, CO(x100) en ppm, NO y NO<sub>2</sub> en ppb.

El 14 de mayo del 2019, la Comisión Ambiental de la Megalópolis (CAME) declaró la primera doble contingencia en la historia de la Ciudad de México, por rebasar tanto la norma de PM<sub>2.5</sub> como la de ozono (ProAire-ZMVM 2021-2030). Mientras que las PM<sub>2.5</sub> mostraron aumentos a partir del 10 de mayo y el decremento después del 16 de mayo, con máximos de menor intensidad. Las concentraciones máximas de ozono se mantuvieron altas desde el 10 hasta el 31 de mayo (**Figura 10**). Lo que sugiere el aporte continuo de hidrocarburos en fase gas precursores de ozono por la presencia de los incendios, aún posterior a la introducción masiva de partículas.

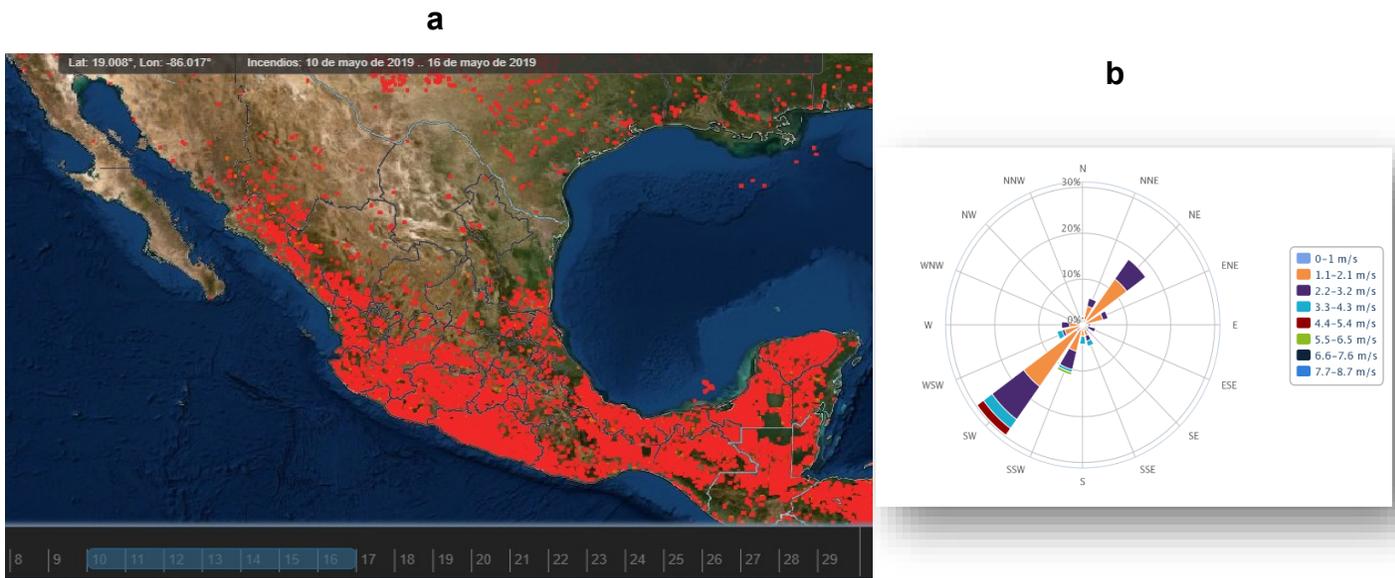
Las **figuras 11-13** ilustran las imágenes satelitales antes, durante y después de los incendios.



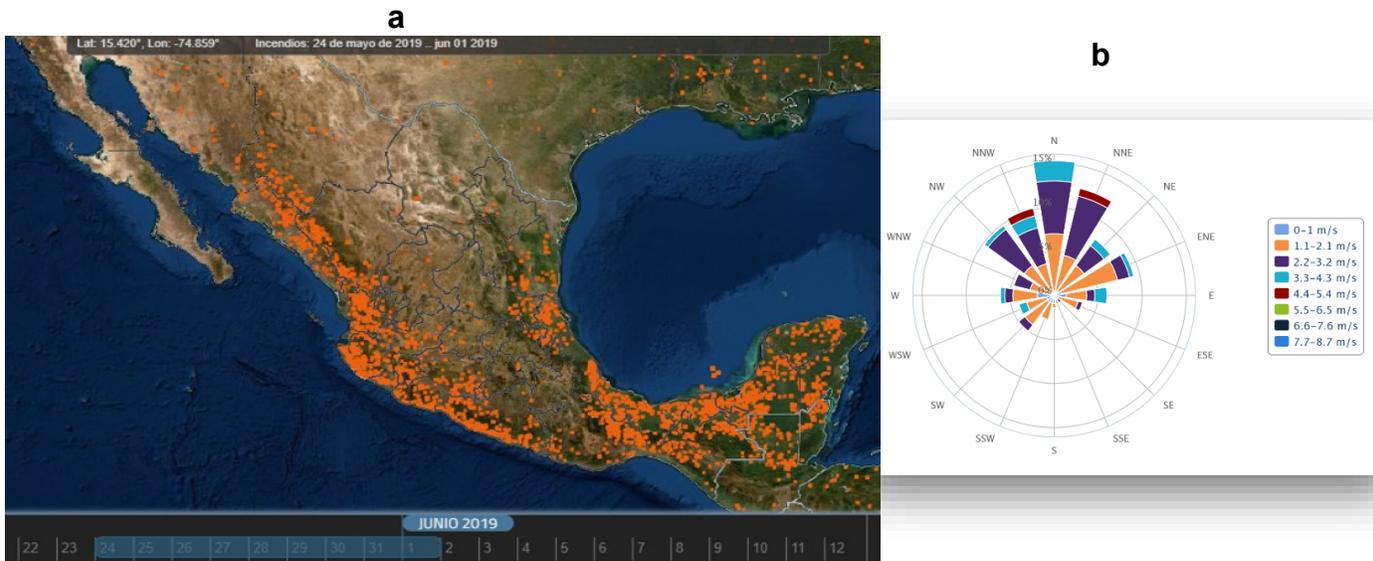
**Figura 10.** Series de tiempo de PM<sub>2.5</sub> en µg m<sup>-3</sup>, O<sub>3</sub> y SO<sub>2</sub> en ppb.



**Figura 11. a.** Imagen satelital en el periodo de no incendios (1 al 6 de mayo) previo al evento de quema de biomasa. Información tomada con el satélite Terra (MOD14) y Aqua (MYD14). La resolución del sensor fue de 1 km y la resolución temporal fue diaria. Datos recuperados de “información de incendios para el sistema de gestión de recursos” (FIRMS) por sus siglas en inglés. **b.** Rosa de vientos de la estación pedregal correspondiente al periodo de no incendios del 1 al 6 de mayo de 2019, sugiriendo aporte principalmente del suroeste.



**Figura 12. a.** Imagen satelital en el periodo de incendios (10 al 16 de mayo 2019) tomada con el satélite Terra (MOD14) y Aqua (MYD14). La resolución del sensor fue de 1 km y la resolución temporal fue diaria. Datos recuperados de “información de incendios para el sistema de gestión de recursos” (FIRMS) por sus siglas en inglés. **b.** Rosa de vientos de la estación pedregal, correspondiente al periodo de incendios entre el 10 y el 16 de mayo 2019, el aporte principal es del suroeste.



**Figura 13. a.** Imagen satelital en el periodo post-incendios (24 de mayo al 01 de junio 2019), posterior al evento de quema de biomasa tomada con el satélite Terra (MOD14) y Aqua (MYD14). La resolución del sensor fue de 1 km y la resolución temporal fue diaria. Datos recuperados de “información de incendios para el sistema de gestión de recursos” (FIRMS) por sus siglas en inglés. **b.** Rosa de vientos de la estación pedregal, correspondiente al periodo de no incendios del 24 de mayo al 01 de junio 2019. El aporte principal sugerido es del norte.

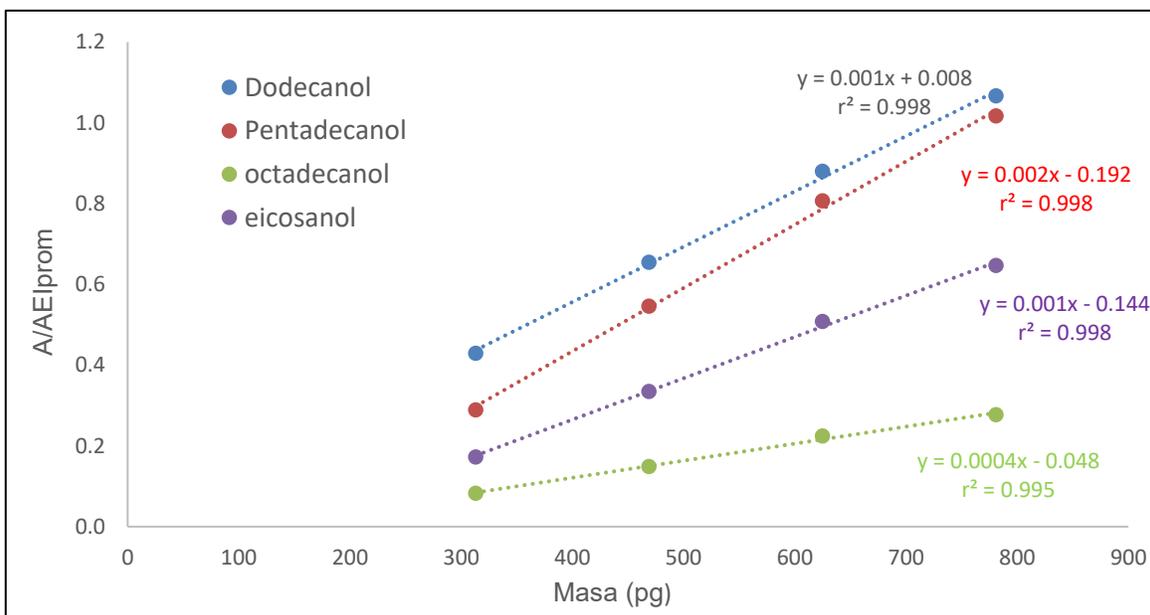
## 7.2 Alcoholes en PM<sub>2.5</sub>

### 7.2.1 Curva de calibración

La **tabla V** muestra los parámetros de calibración instrumental para 4 alcoholes. En general los coeficientes de correlación y los de determinación fueron superiores a 0.98. La **tabla V** también ilustra los límites de detección del CG-EM, cuyos valores oscilaron entre 11 y 31 pg  $\mu\text{L}^{-1}$ . La **figura 14** muestra los modelos de regresión lineal de los 4 alcoholes analizados y sus coeficientes de determinación. Los resultados fueron adecuados para llevar a cabo el análisis cuantitativo.

**Tabla V.** Pendiente y ordenada al origen ponderados. Coeficientes de correlación y determinación, límites de detección (LD) y cuantificación (LC) (pg) instrumental para 4 alcoholes.

Analito	Pendiente relativa	Ordenada	r	r <sup>2</sup>	LD	LC
Dodecanol	0.70	0.21	0.9991	0.9981	16	54
Pentadecanol	0.81	0.04	0.9989	0.9977	11	37
Octadecanol	0.21	0.02	0.9977	0.9955	25	84
Eicosanol	0.50	0.02	0.9991	0.9982	31	102



**Figura 14.** Modelos de regresión lineal para dodecanol, pentadecanol, eicosanol y octadecanol, obtenidos de la curva de calibración instrumental.

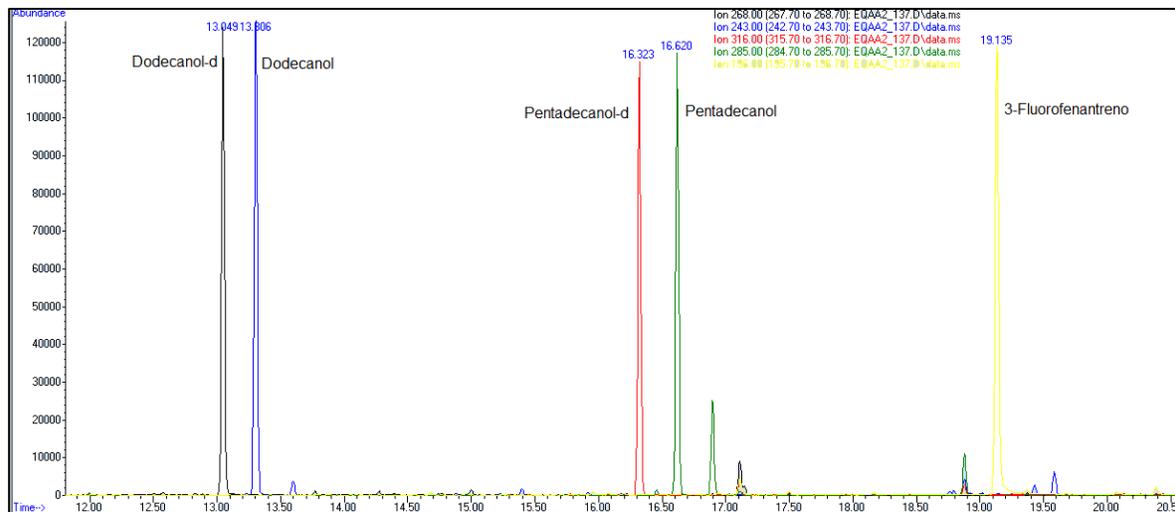
Para los cuatro alcoholes, se observó linealidad en el intervalo evaluado. El empleo de los estándares internos minimiza la variación instrumental. De ahí la importancia en utilizarlos.

## 7.2.2 Análisis cualitativo

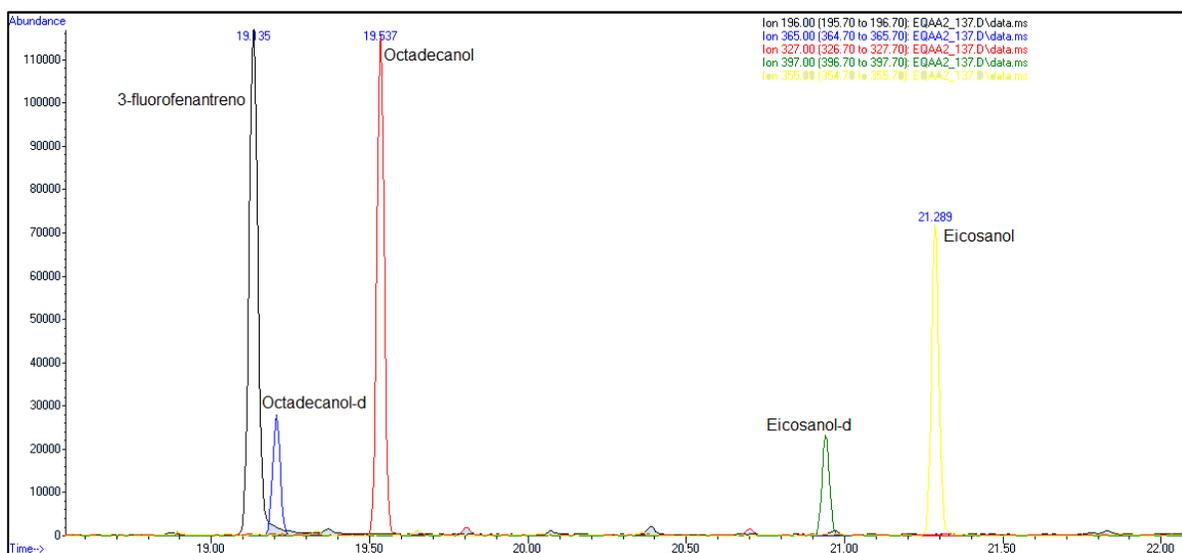
Las **figuras 15 y 16** muestran los cromatogramas de referencia con alcoholes nativos, alcoholes deuterados y uno de los estándares internos llamado, 3-fluorofenantreno. Se observa el orden de elusión y la resolución entre los compuestos, sobre todo de aquellos nativos y sus correspondientes deuterados. La **tabla VI** muestra los tiempos de retención absolutos y relativos de los analitos. Lo que confirma que el tipo de fase estacionaria de la columna capilar y las condiciones cromatográficas fueron adecuadas para su análisis.

**Tabla VI.** Tiempos de retención absolutos ( $t_R$ , min), tiempos de retención relativos ( $t_{RR}$ , adimensional) y orden de elusión de los alcoholes, alcoholes deuterados y HAP fluorado (estándar interno, EI).

No.	Compuesto	$t_R$	$t_{RR}$
<b>d-1</b>	Dodecanol-d25	13.06	<b>0.680</b>
<b>1</b>	Dodecanol	13.32	<b>0.694</b>
<b>d-2</b>	Pentadecanol-d31	16.34	<b>0.853</b>
<b>2</b>	Pentadecanol	16.64	<b>0.868</b>
<b>EI1</b>	3-Fluorofenantreno	19.14	<b>1.000</b>
<b>d-3</b>	Octadecanol-d37	19.22	<b>1.000</b>
<b>3</b>	Octadecanol	19.55	<b>1.013</b>
<b>d-4</b>	Eicosanol-d41	20.96	<b>1.095</b>
<b>4</b>	Eicosanol	21.30	<b>1.113</b>



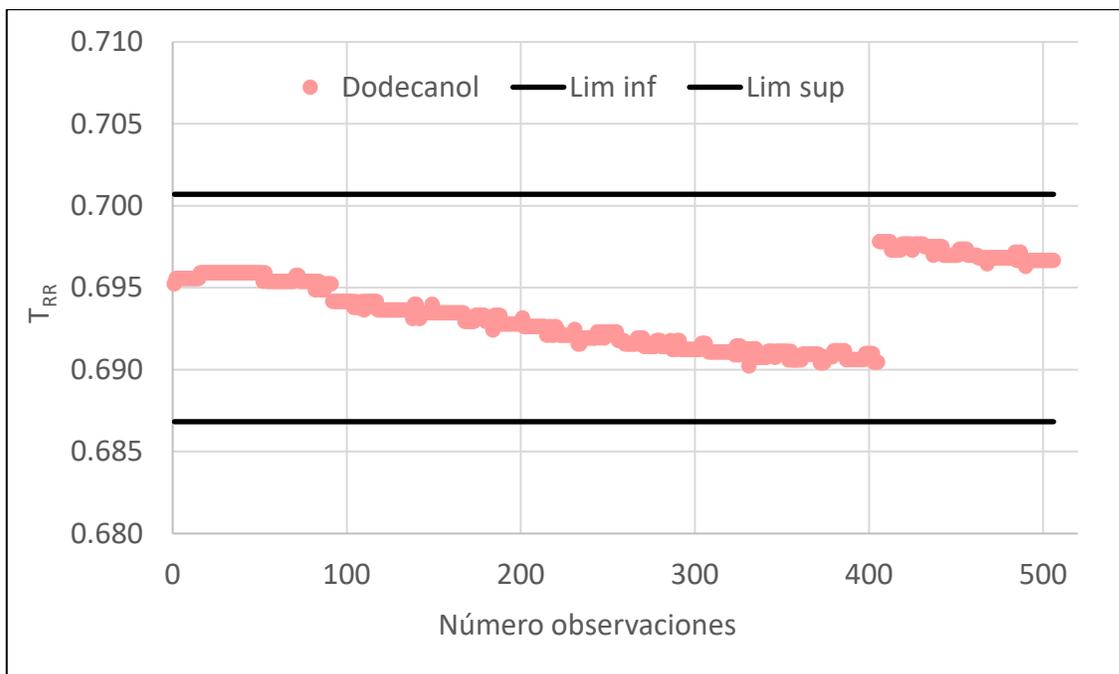
**Figura 15.** Cromatograma iónico de dodecanol-d25, dodecanol, pentadecanol-d31, pentadecanol y 3-fluorofenantreno.



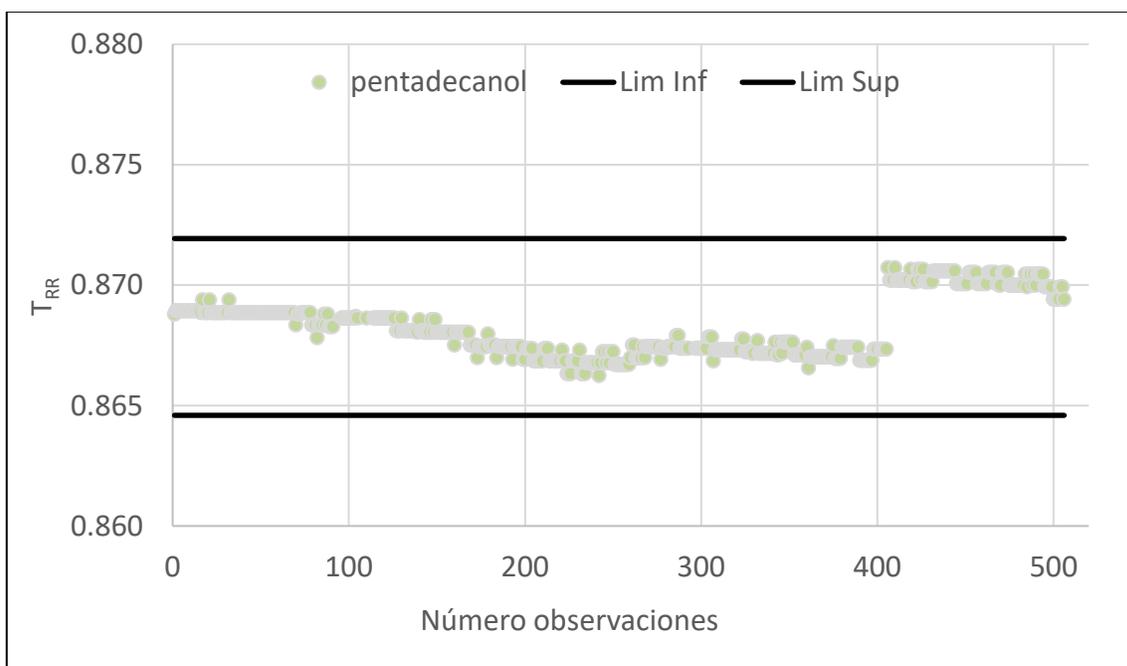
**Figura 16.** Cromatograma iónico de 3-fluorofenantreno, octadecanol-d, octadecanol, eicosanol-d, eicosanol.

Para eliminar los falsos positivos en la identificación de los cuatro alcoholes presentes en las PM<sub>2.5</sub>, se empleó el “script” en MATLAB escrito por Martínez-Domínguez (2020). Este se basa en el promedio de los tiempos de retención relativos  $\pm$  tres veces la desviación estándar (**Figuras 17 a 20**) obtenidos con los datos de la curva de calibración. En este sentido, cuando los t<sub>RR</sub> se encontraban en este intervalo, se corroboró su identificación. De lo contrario, se verificaba

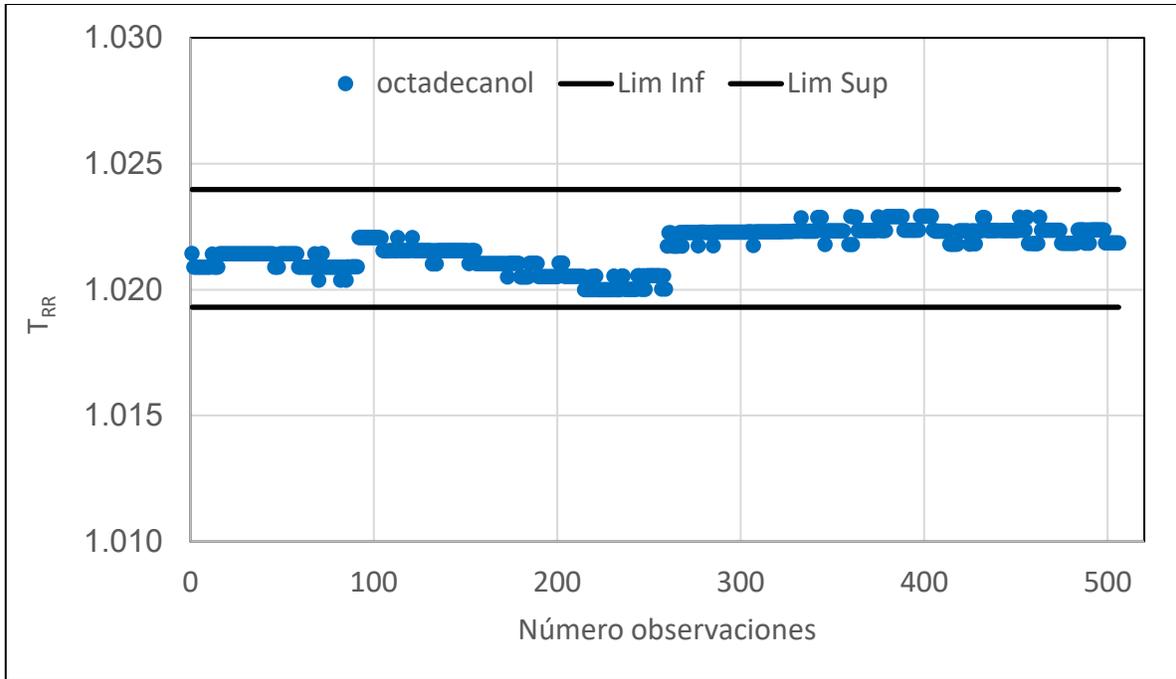
nuevamente la integración. Las siguientes figuras ilustran los  $t_{RR}$  de los alcoholes para toda la campaña de muestreo.



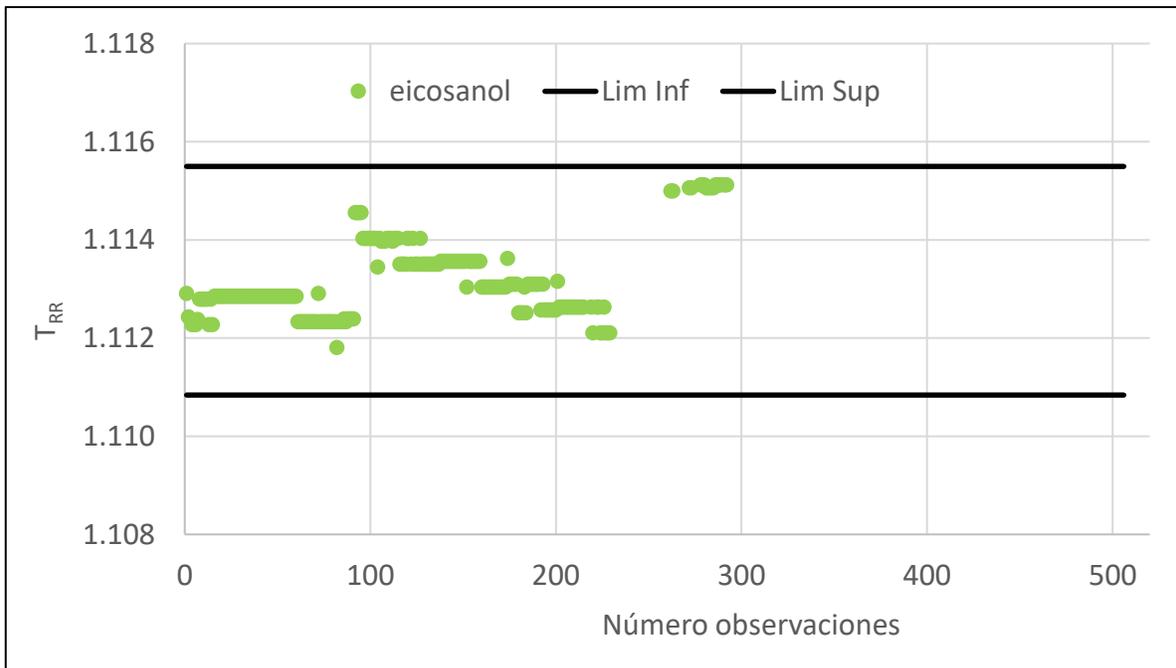
**Figura 17.**  $t_{RR}$  para identificar dodecanol en  $PM_{2.5}$ . Las líneas negras superior e inferior indican  $\pm 3$  veces la desviación estándar del  $t_{RR}$  con respecto al promedio (0.694) del estándar



**Figura 18.**  $t_{RR}$  para identificar pentadecanol en  $PM_{2.5}$ . Las líneas negras superior e inferior indican  $\pm 3$  veces la desviación estándar con respecto al promedio (0.868) del estándar.

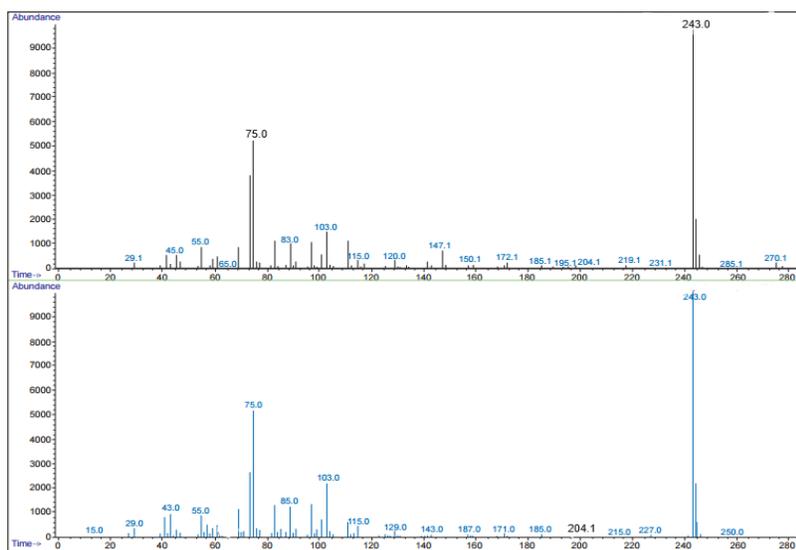
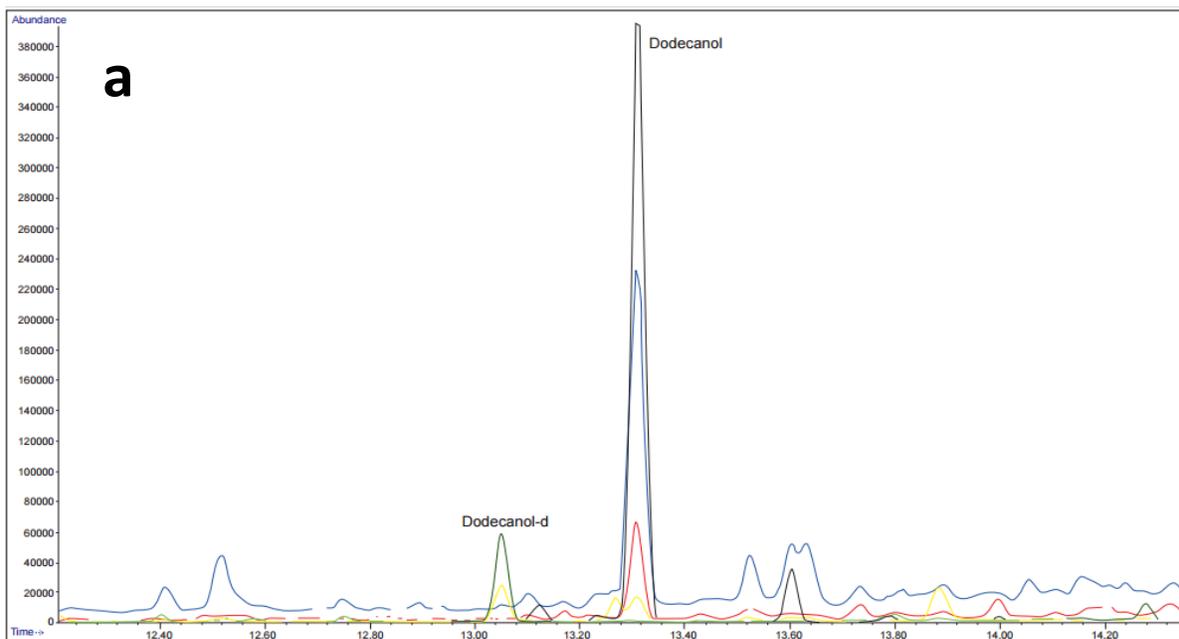


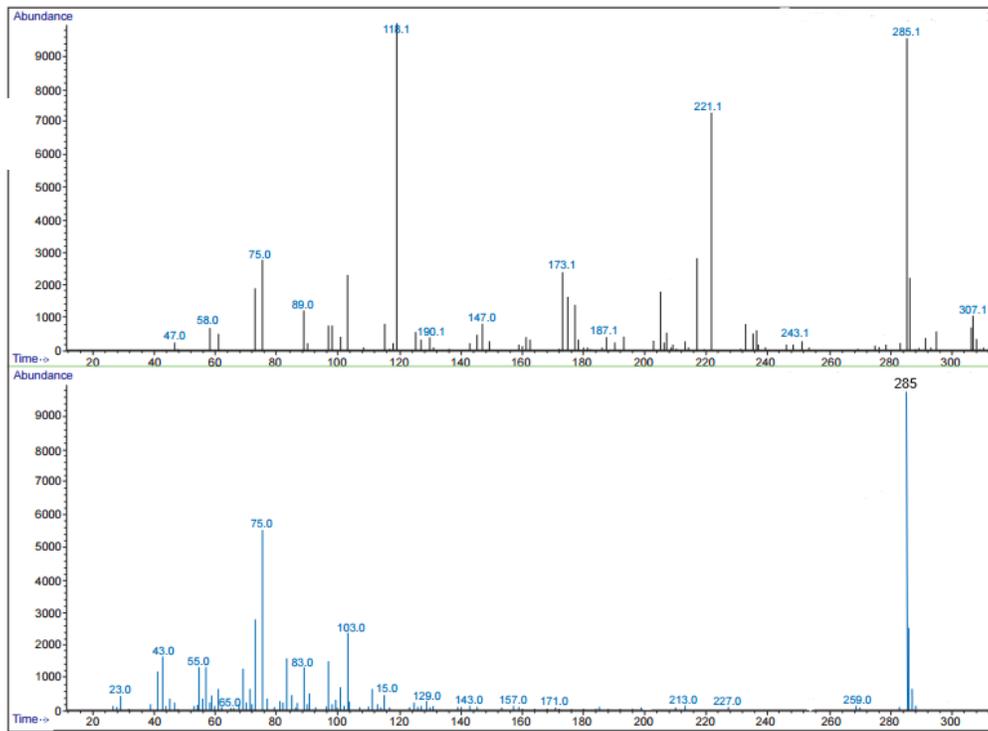
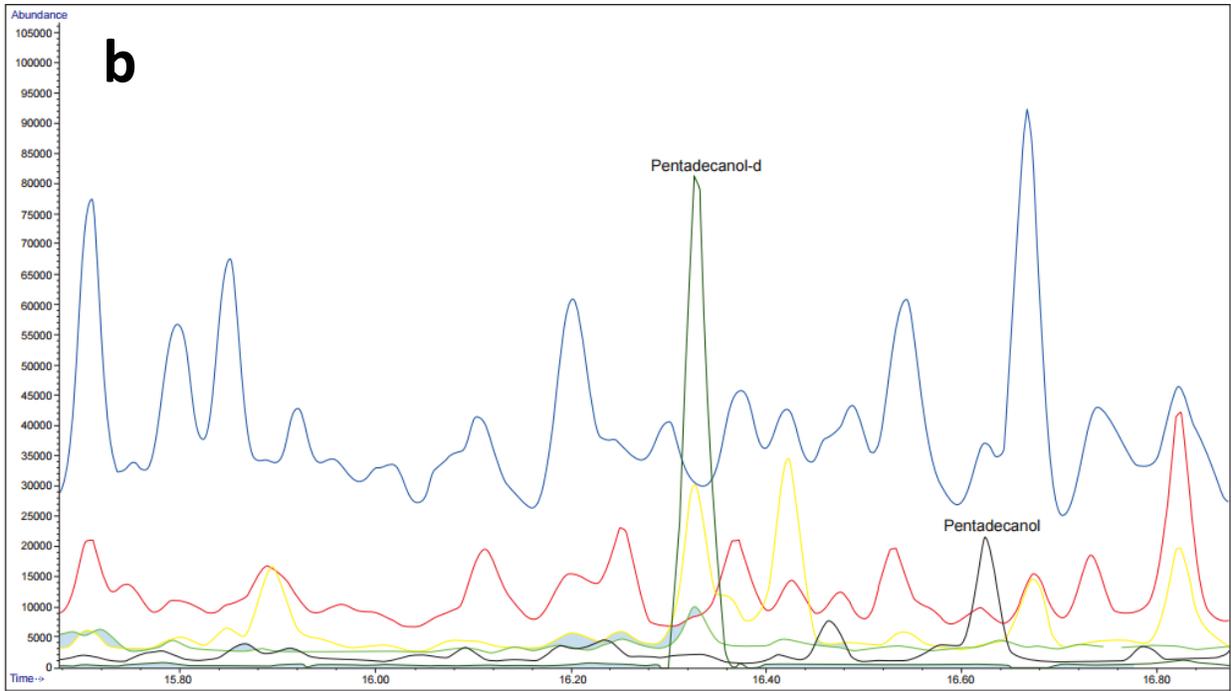
**Figura 19.**  $t_{RR}$  para identificar octadecanol en  $PM_{2.5}$ . Las líneas negras superior e inferior indican  $\pm 3$  veces la desviación estándar con respecto al promedio (0.868) del estándar.

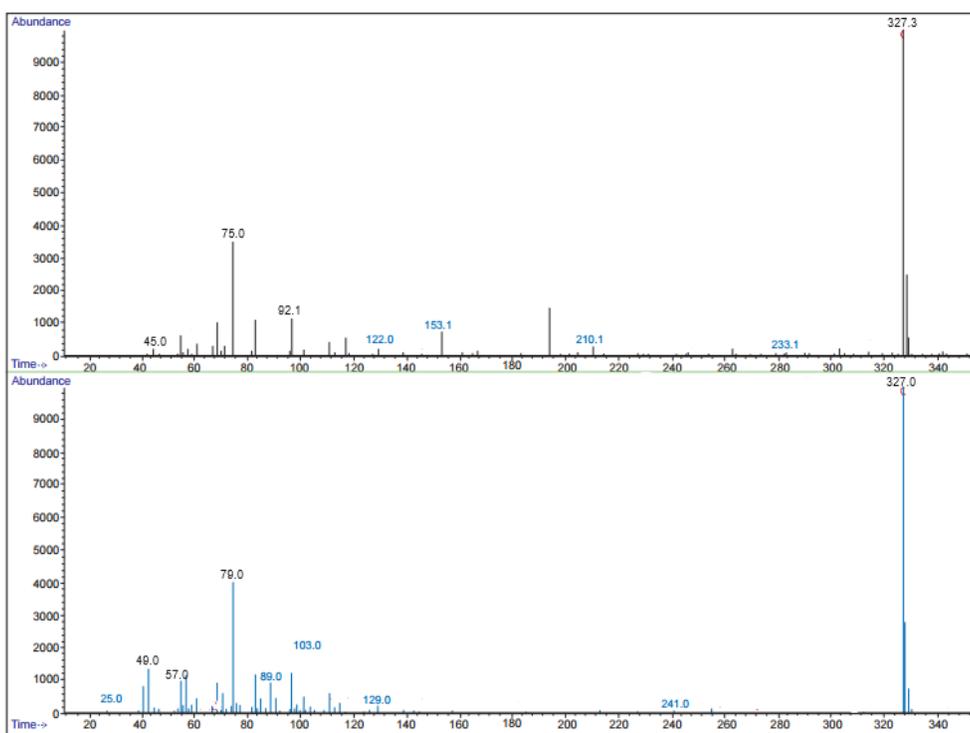
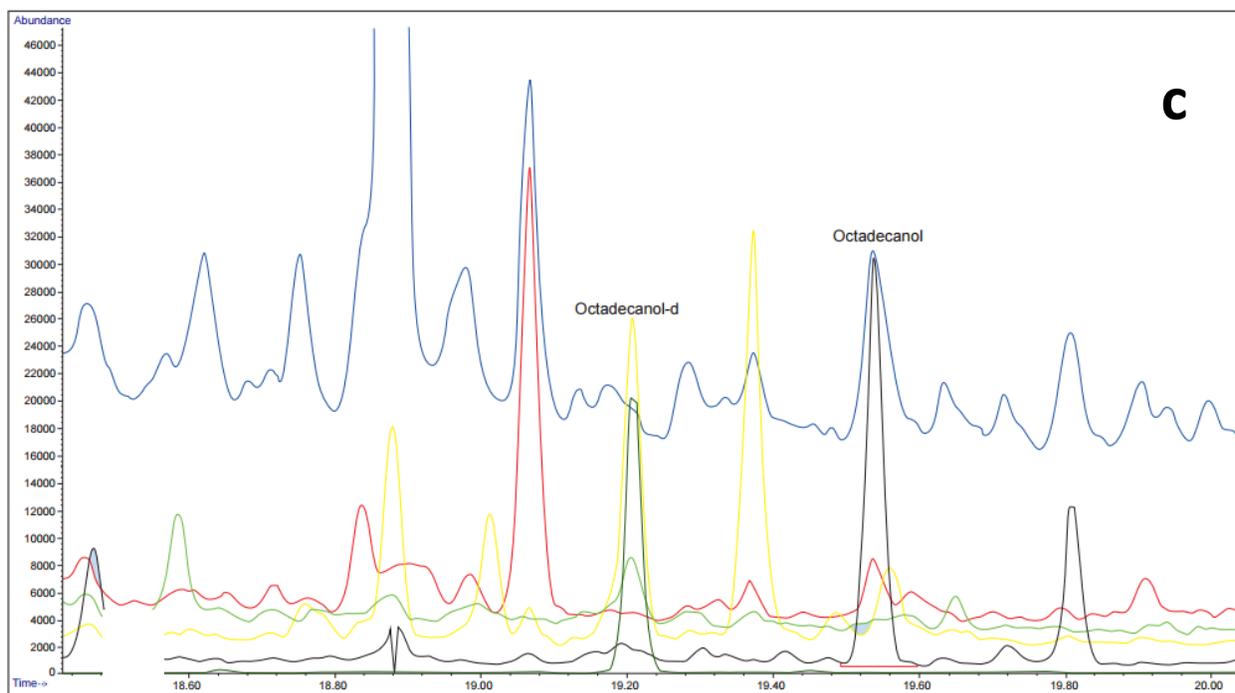


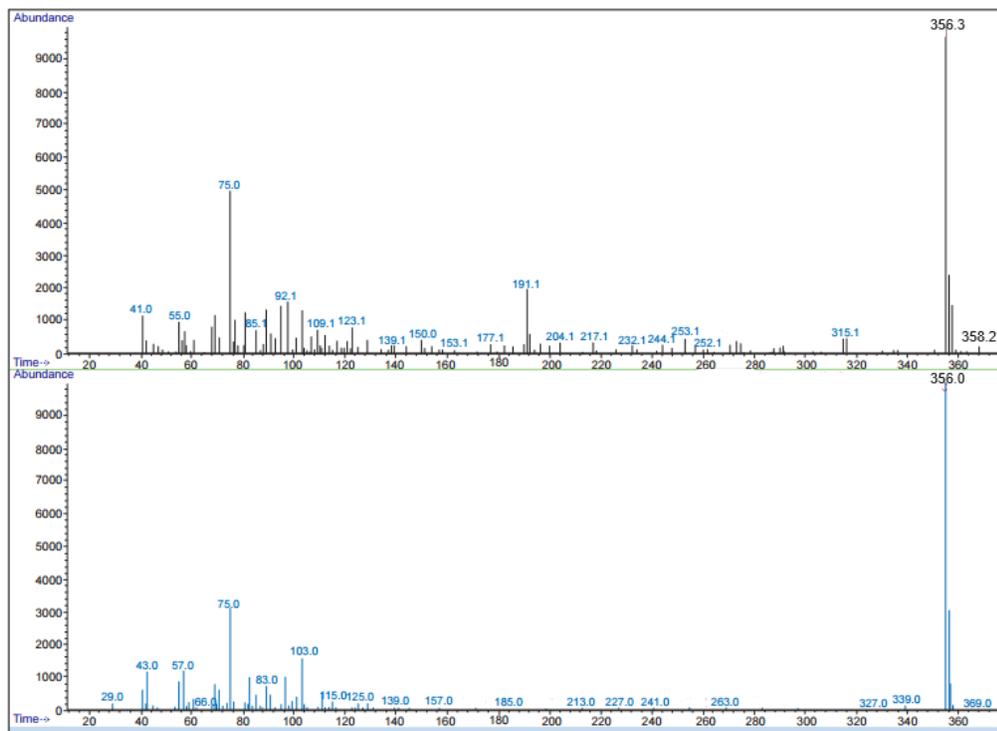
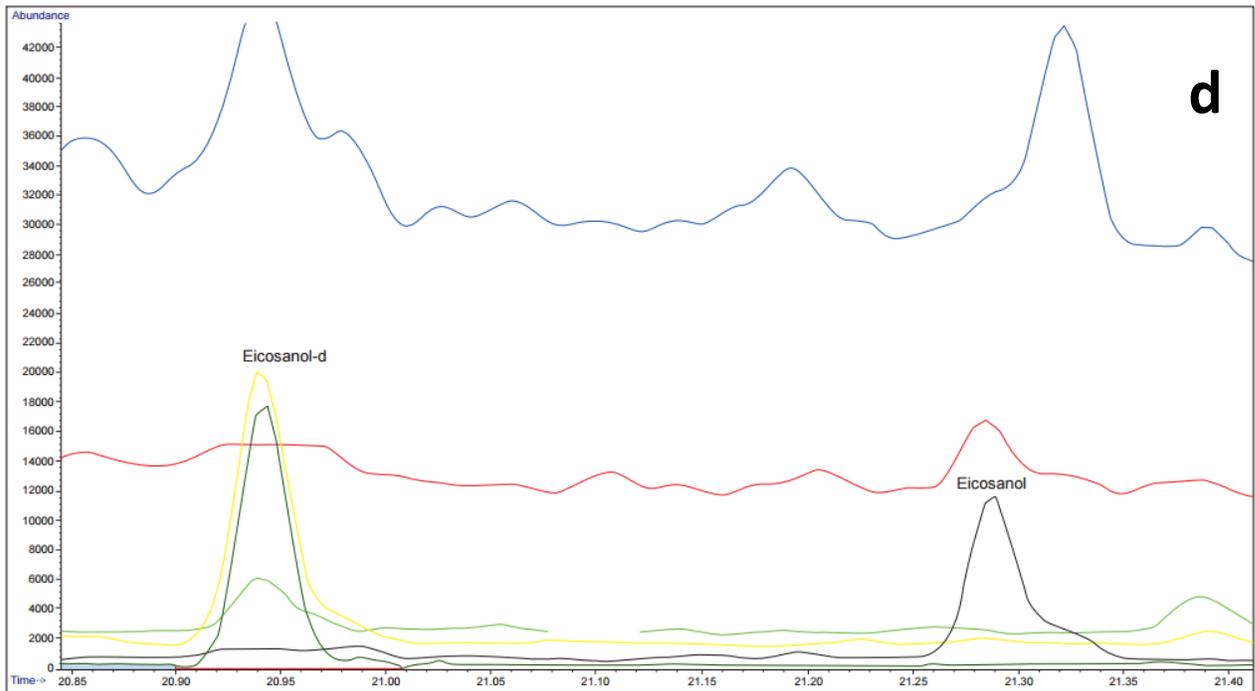
**Figura 20.**  $t_{RR}$  para identificar eicosanol en  $PM_{2.5}$ . Las líneas negras superior e inferior indican  $\pm 3$  veces la desviación estándar con respecto al promedio (0.868) del estándar.

Los resultados muestran que los alcoholes en todas las muestras fueron correctamente identificados. Las **figuras 21 a 24** ilustran algunos ejemplos de los cromatogramas iónicos relacionados con los alcoholes presentes en PM<sub>2.5</sub> para diferentes periodos. La **figura 21** ilustra los alcoholes en el periodo de *pre-incendios diurno*, la **figura 22** en el periodo de *pre-incendios nocturno*, la **figura 23** para *incendio diurno* y la **figura 24** para *incendio nocturno*. En todos los cromatogramas se aprecia a los deuterados eluyendo antes que sus homólogos nativos, debido a la menor interacción que tienen los compuestos debido al deuterio, con la fase estacionaria. También se ilustran los espectros de masas de cada alcohol en PM<sub>2.5</sub> y de la biblioteca de la NIST (National Institute of Standards and Technology, por sus siglas en inglés), como otro criterio de confirmación.

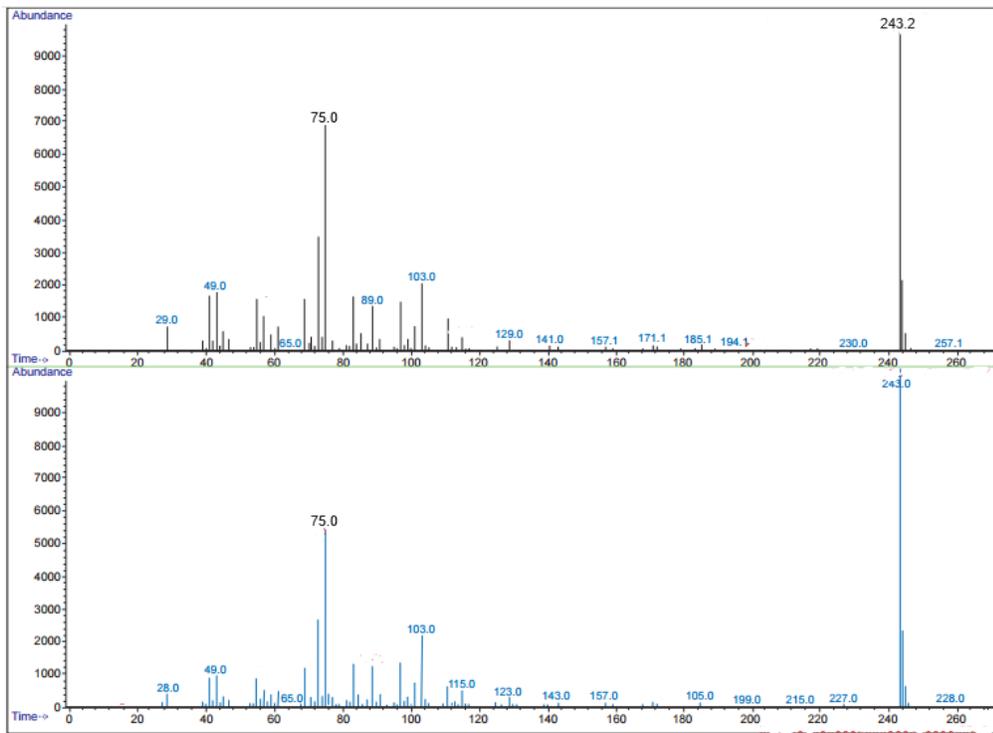
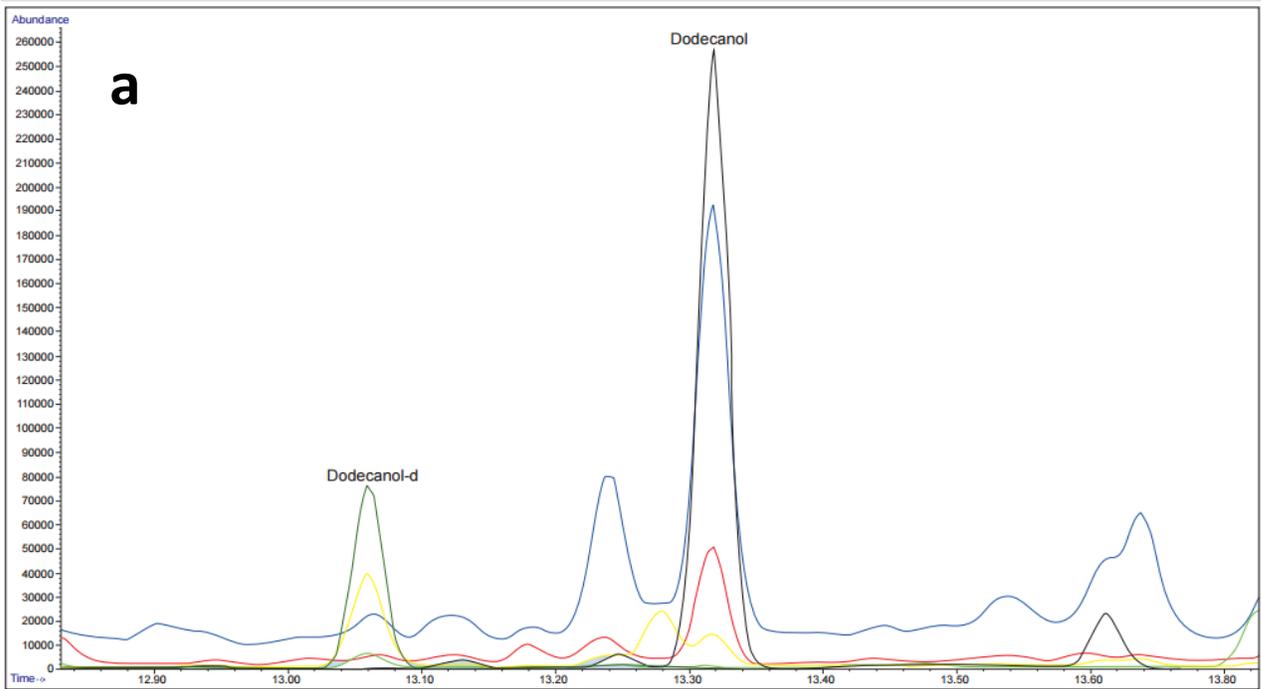


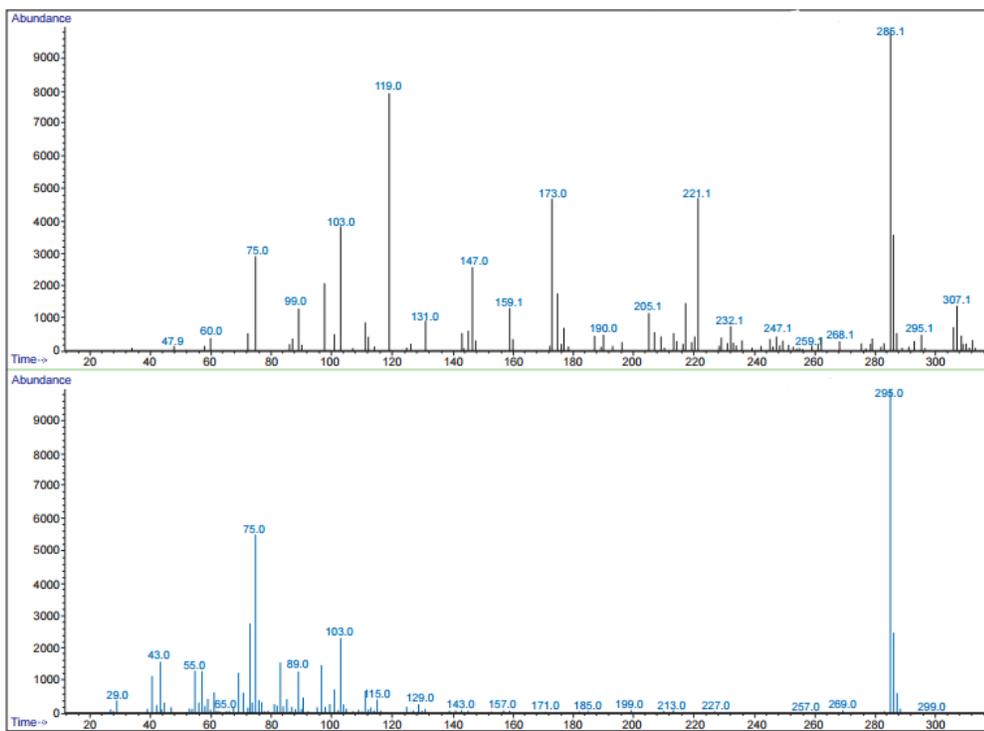
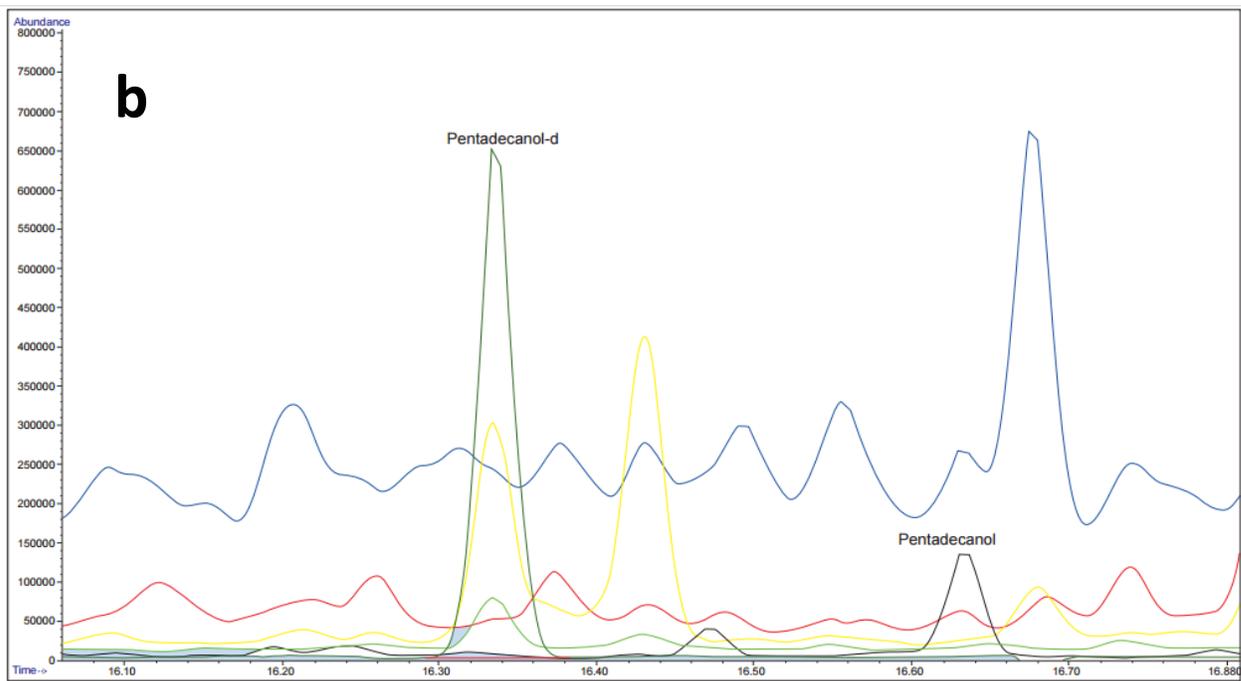


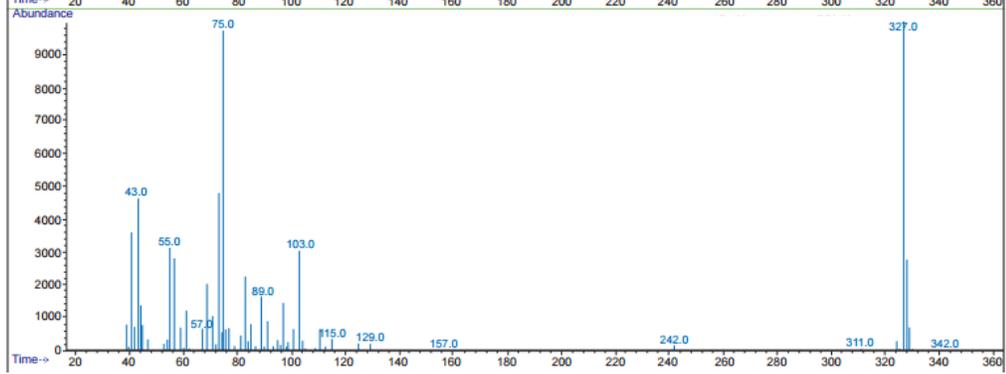
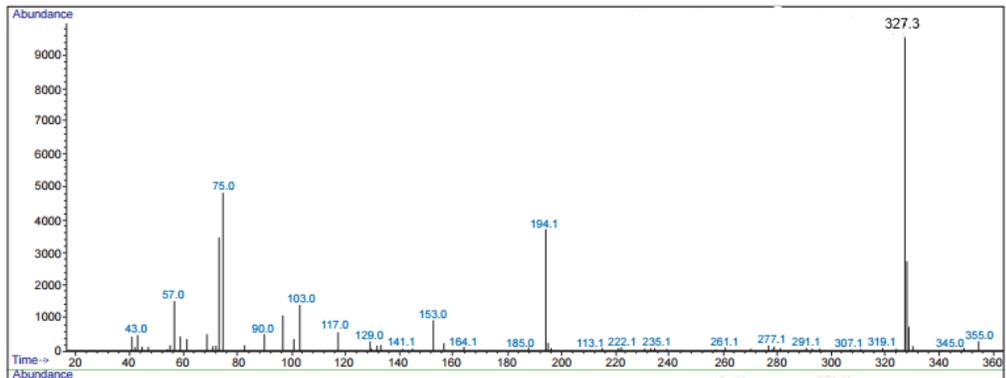
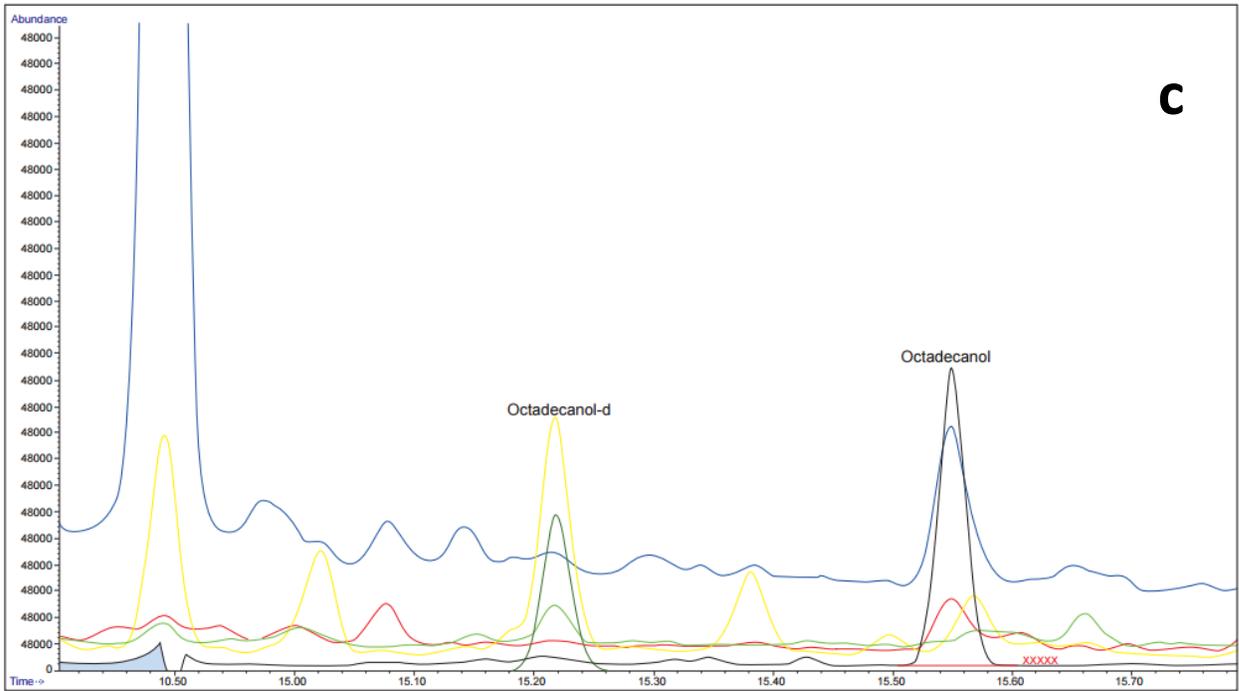


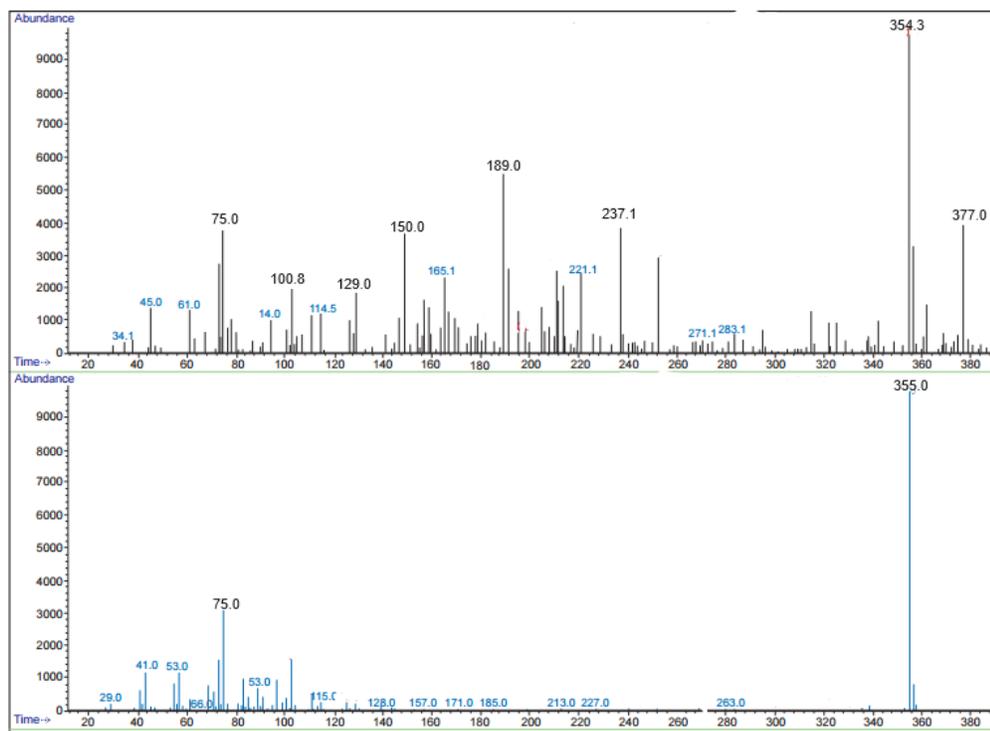
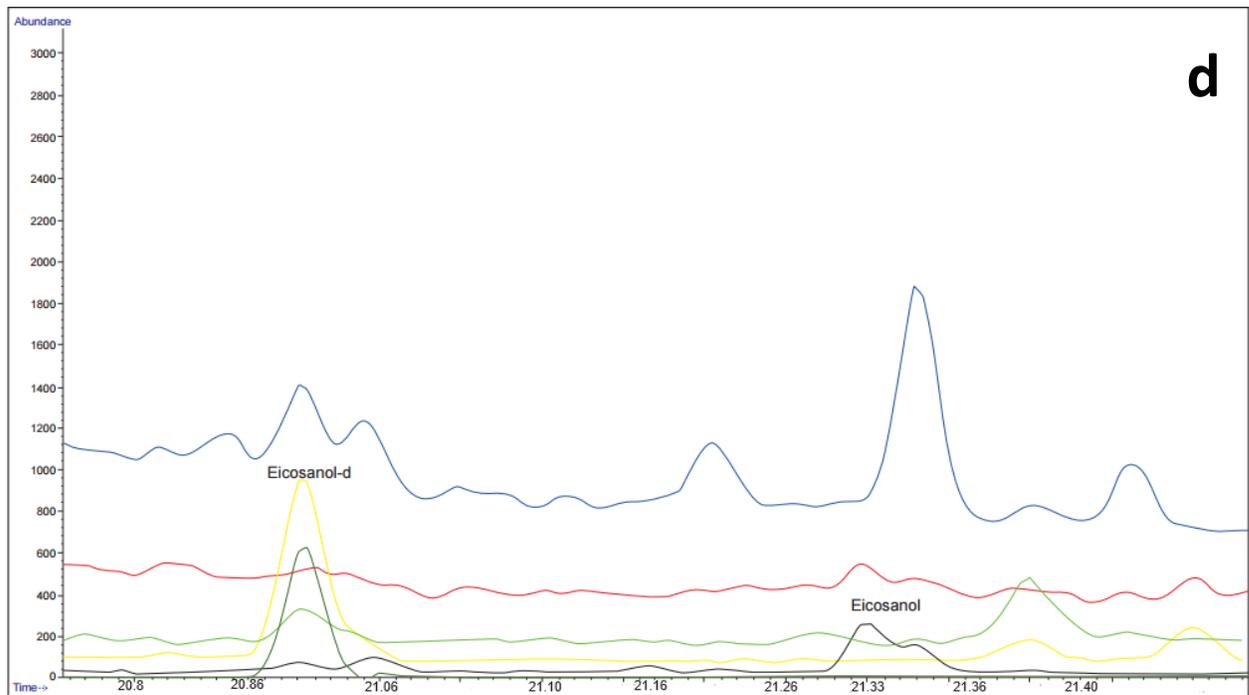


**Figura 21.** Cromatogramas iónicos totales en “SCAN” (gráficas superiores). Espectros de masas (EM) del alcohol correspondiente (gráficas inferiores). El EM superior es del alcohol en  $PM_{2.5}$  colectadas a las 11:56 am del 6 de mayo 2019, correspondiente al periodo de pre-incendio diurno. Mientras que el EM inferior, corresponde al de la biblioteca de la NIST. **a.** dodecanol, **b.** pentadecanol, **c.** octadecanol, **d.** eicosanol.

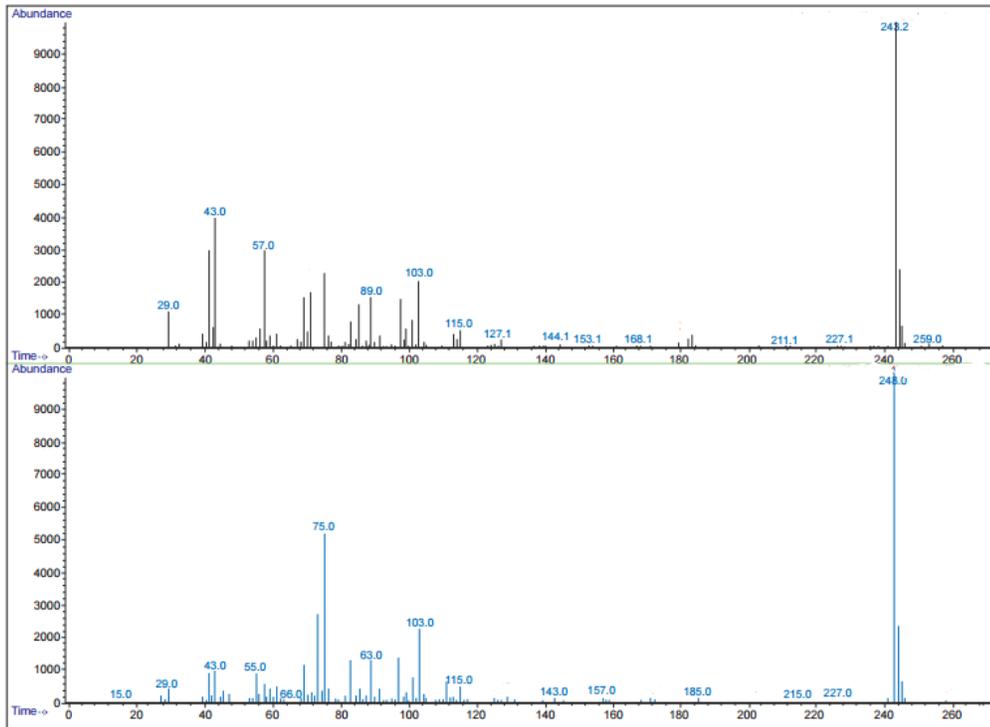
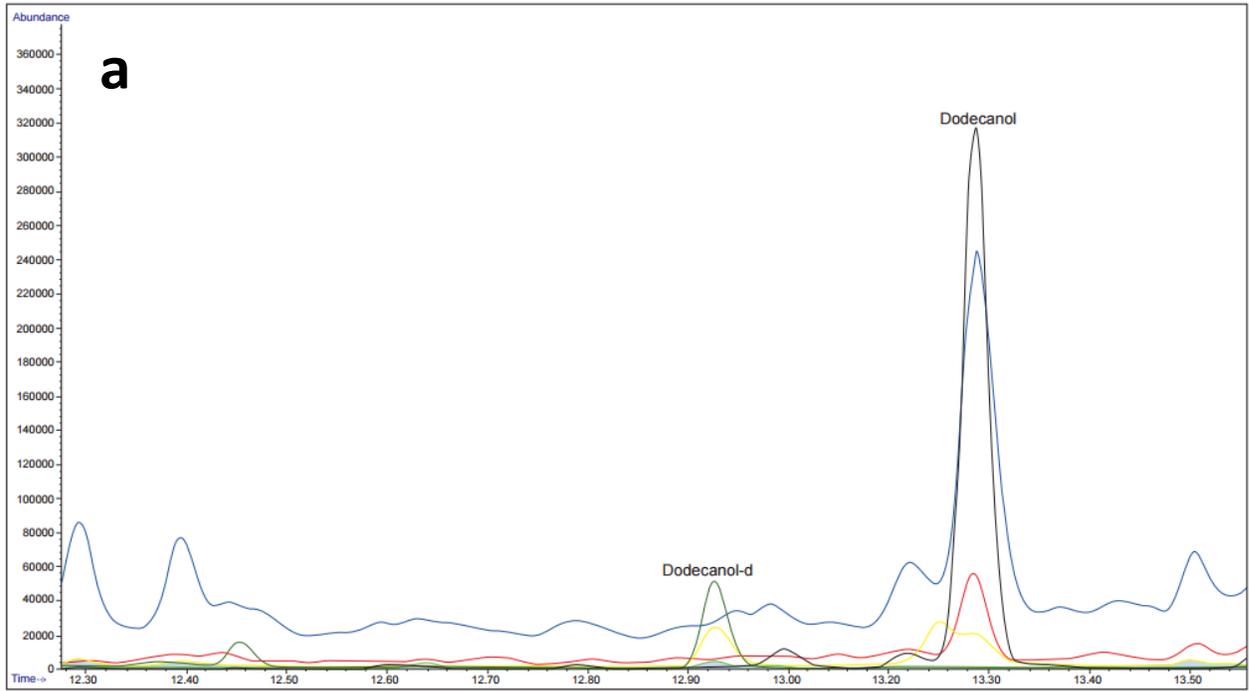


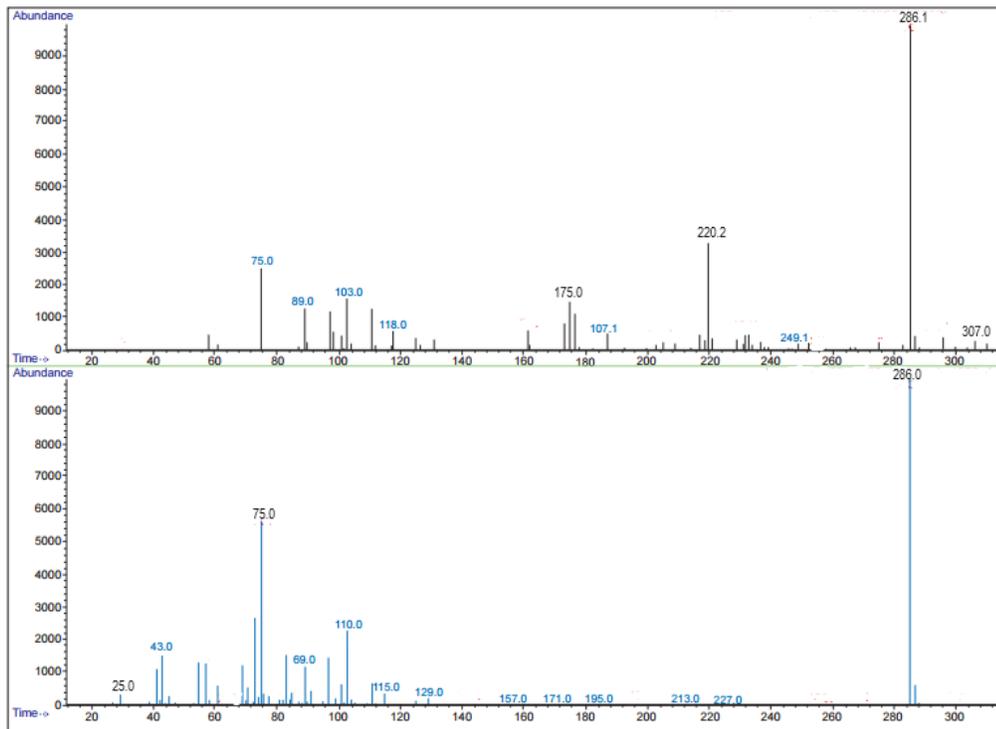
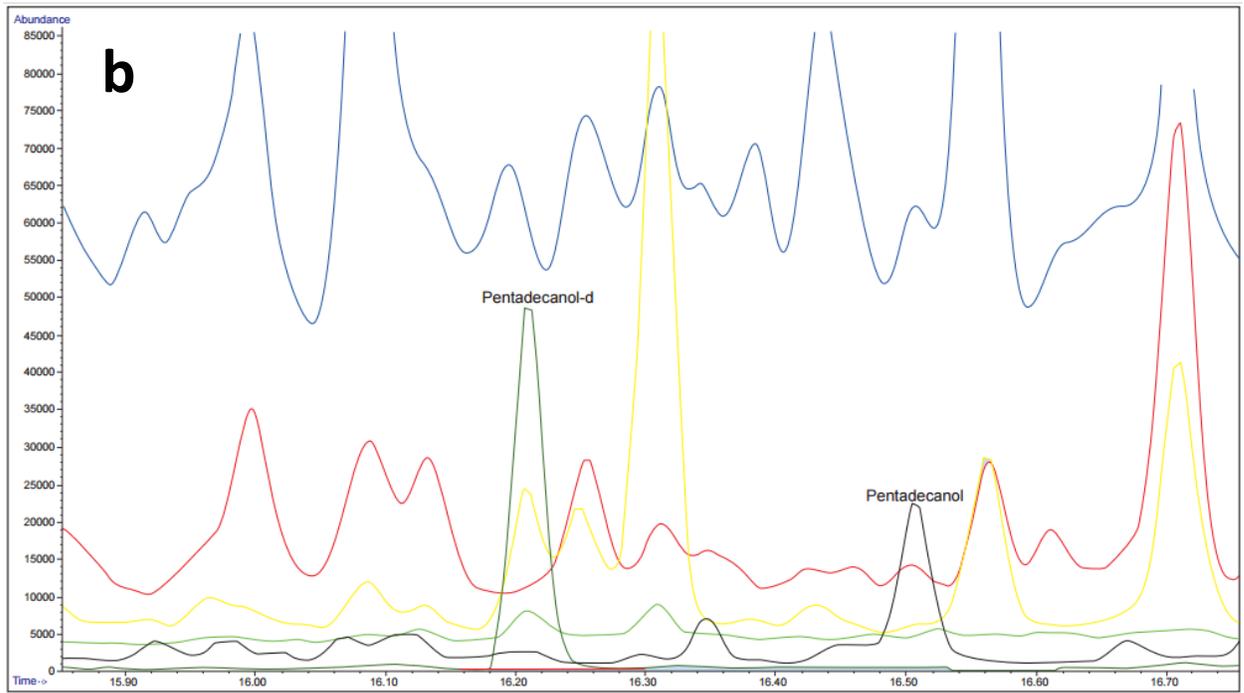


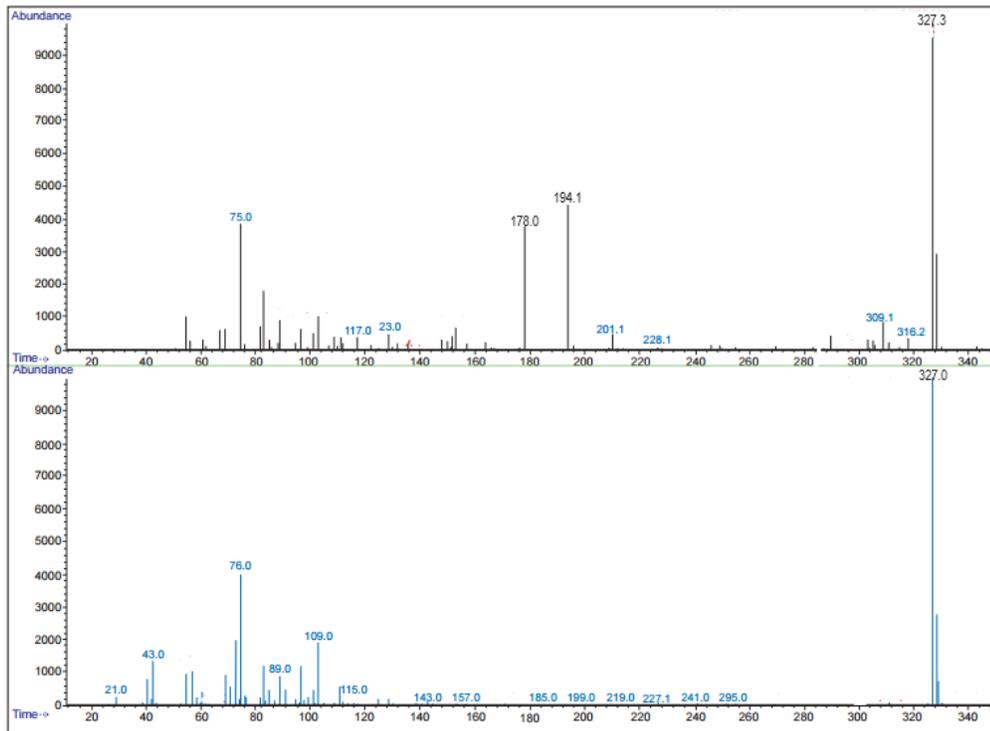
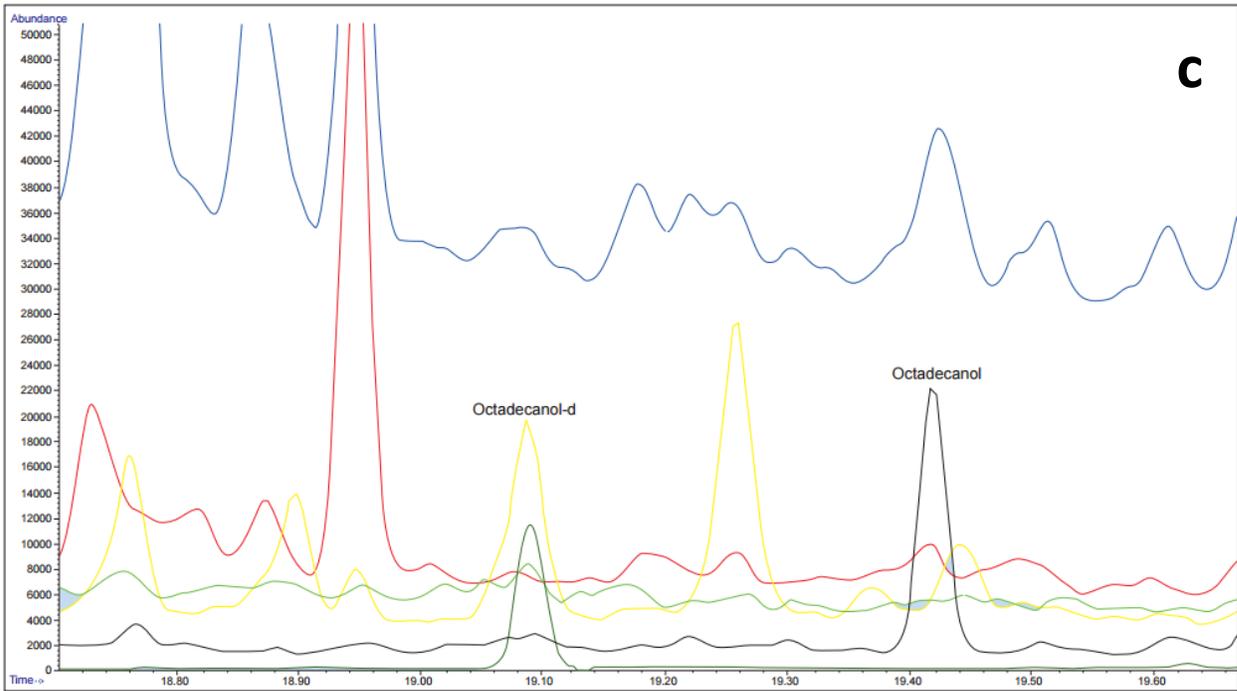


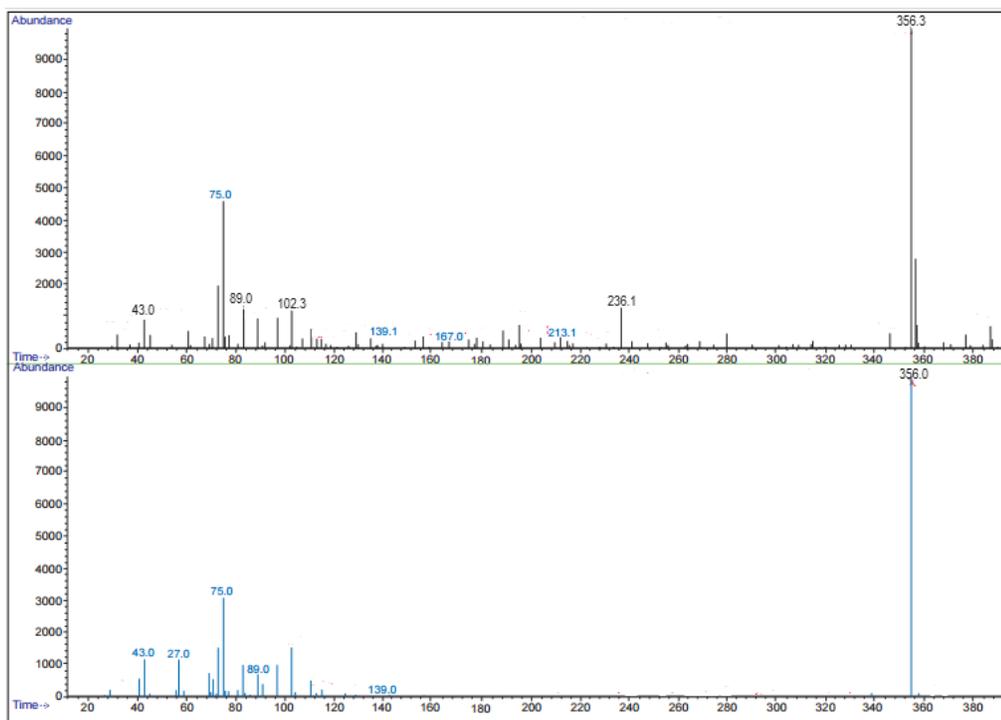
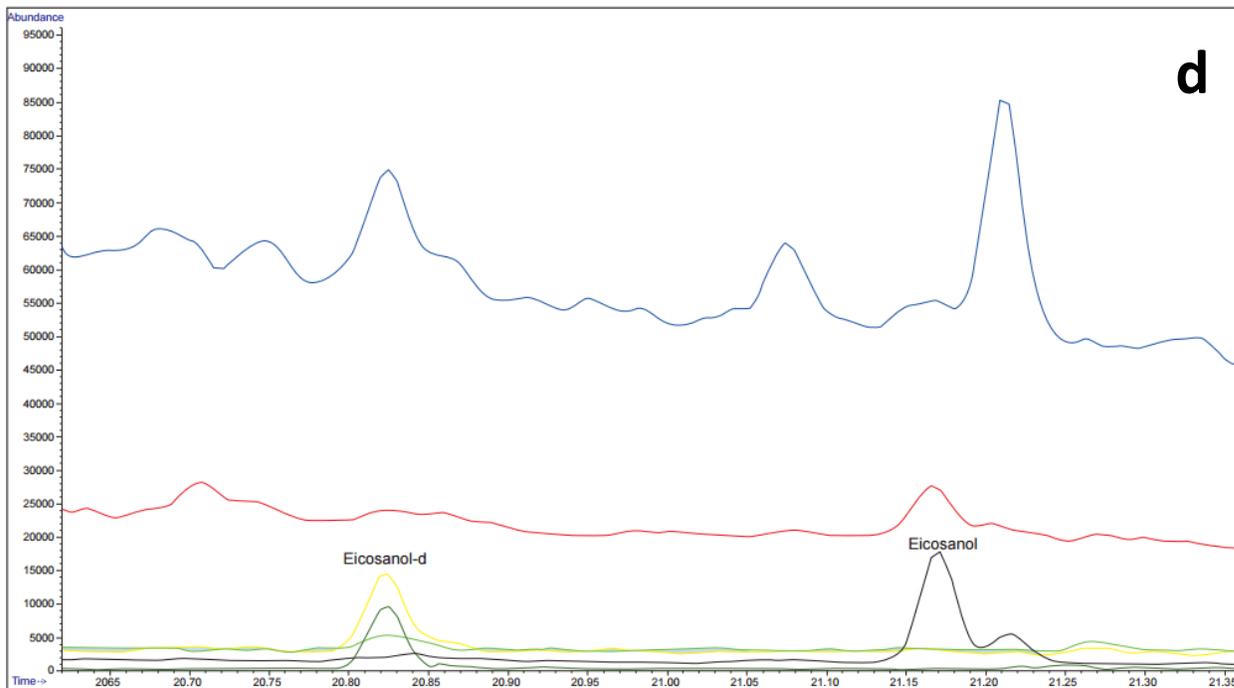


**Figura 22.** Cromatogramas iónicos totales en “SCAN” (gráficas superiores). Espectros de masas (EM) del alcohol correspondiente (gráficas inferiores). El EM superior es del alcohol en  $PM_{2.5}$  colectadas a las 11:02 pm del 1 de mayo 2019, correspondiente al periodo de pre-incendio nocturno. Mientras que el EM inferior corresponde al de la biblioteca de la NIST. a. dodecanol, b. pentadecanol, c. octadecanol, d. eicosanol.

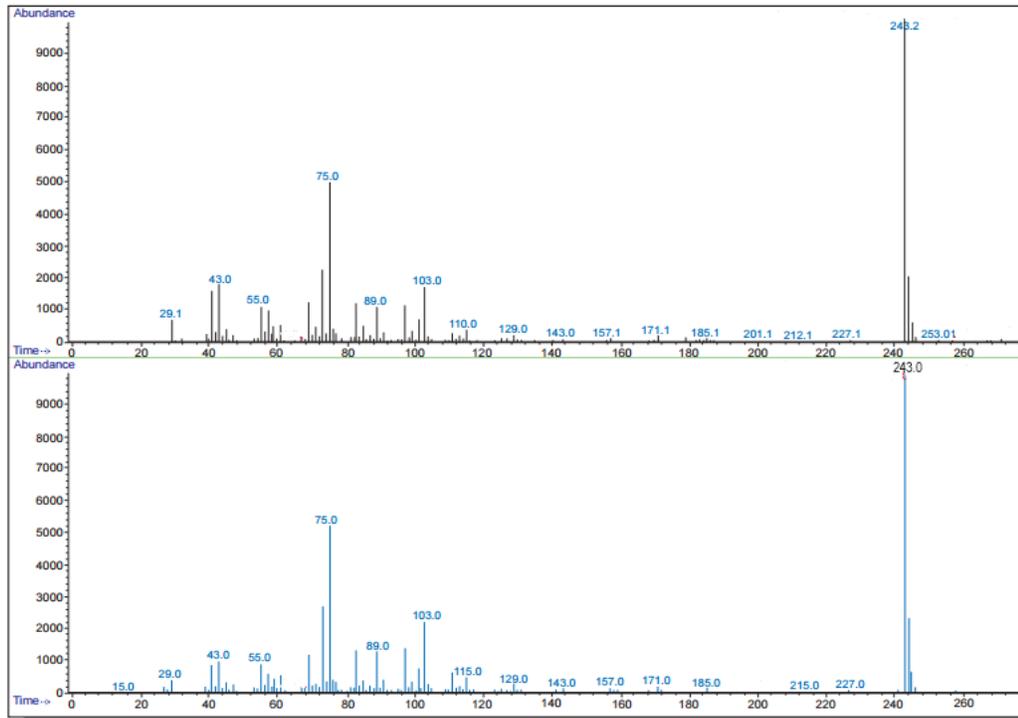
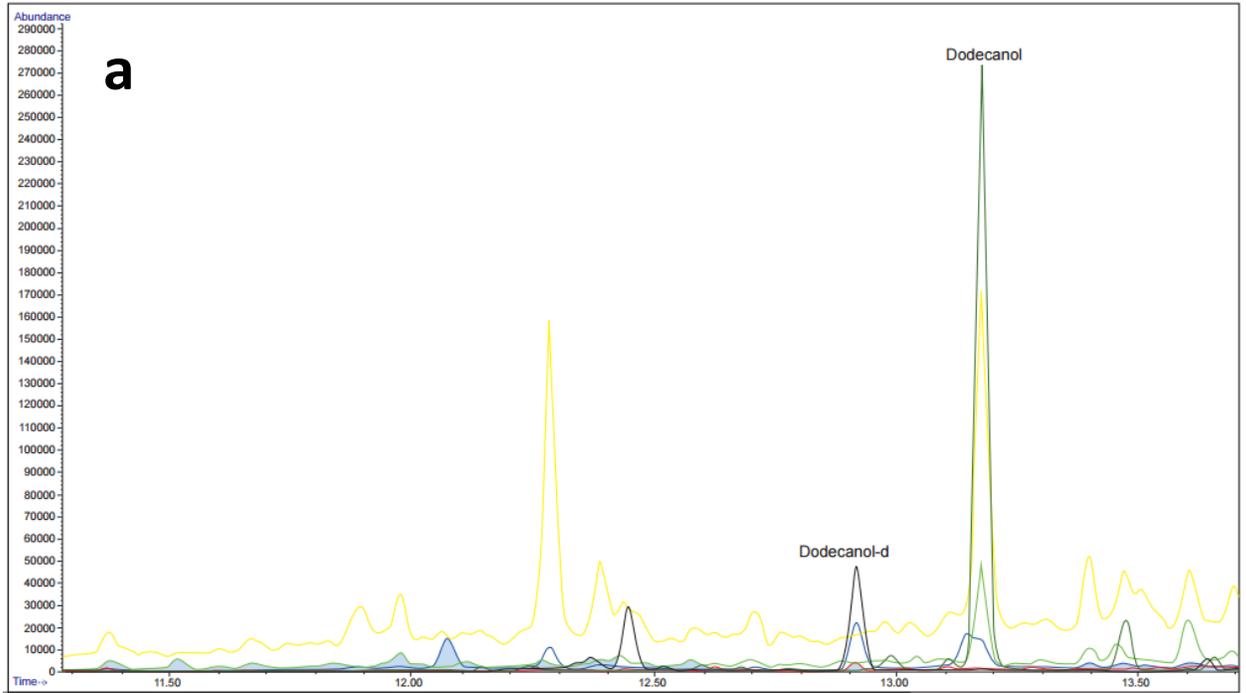


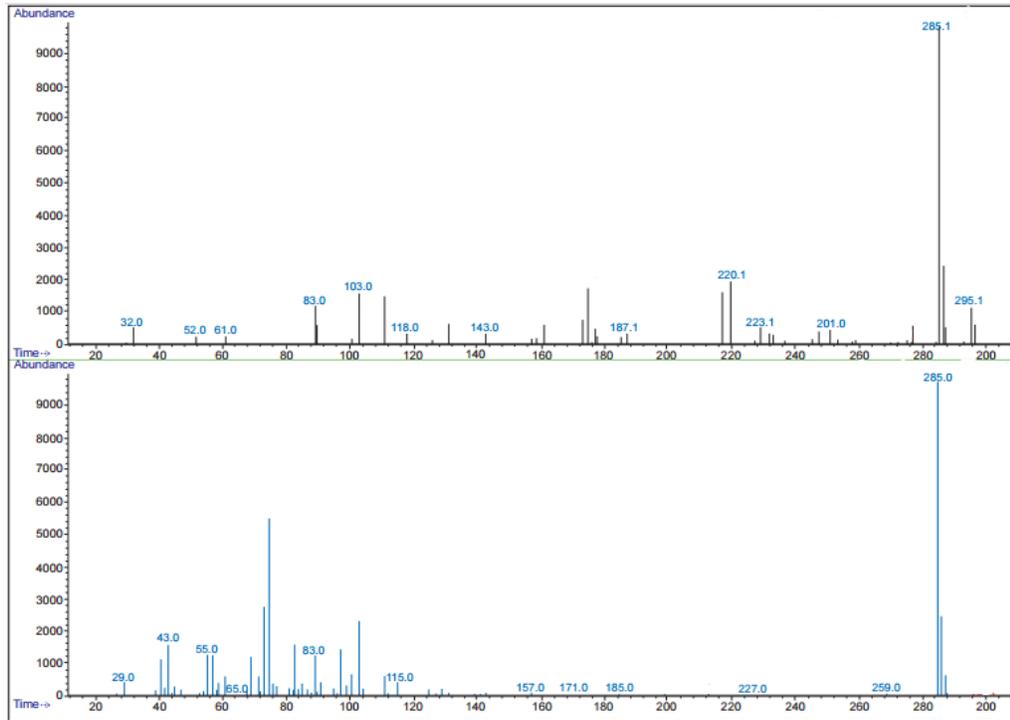
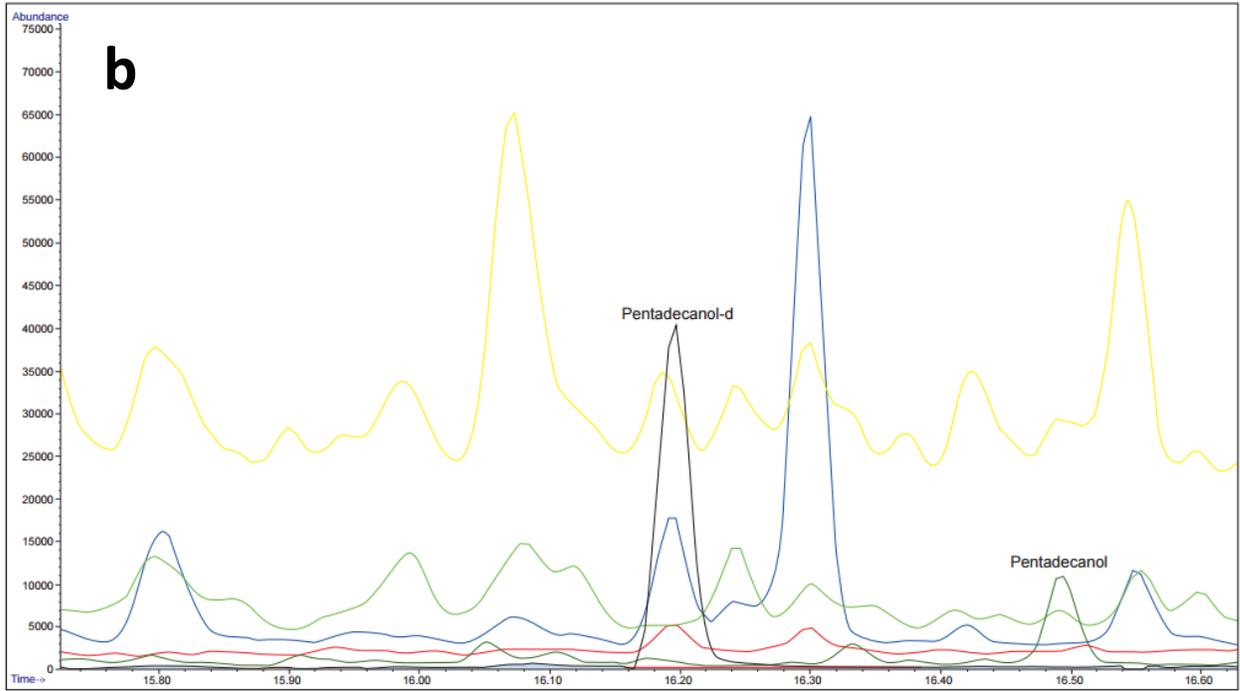


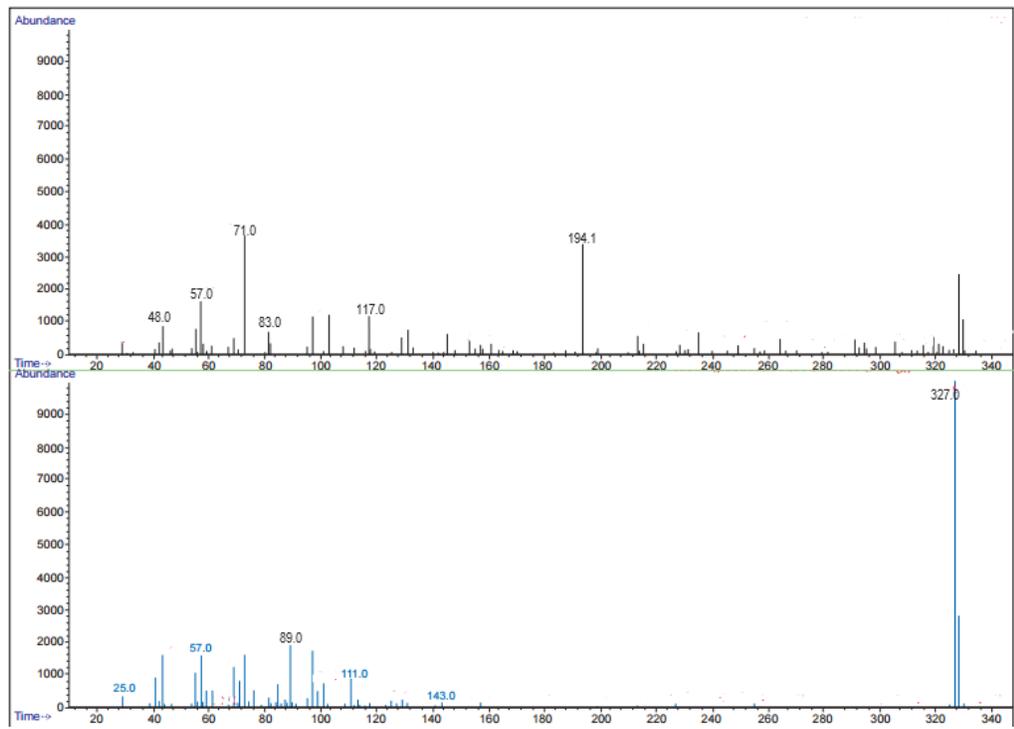
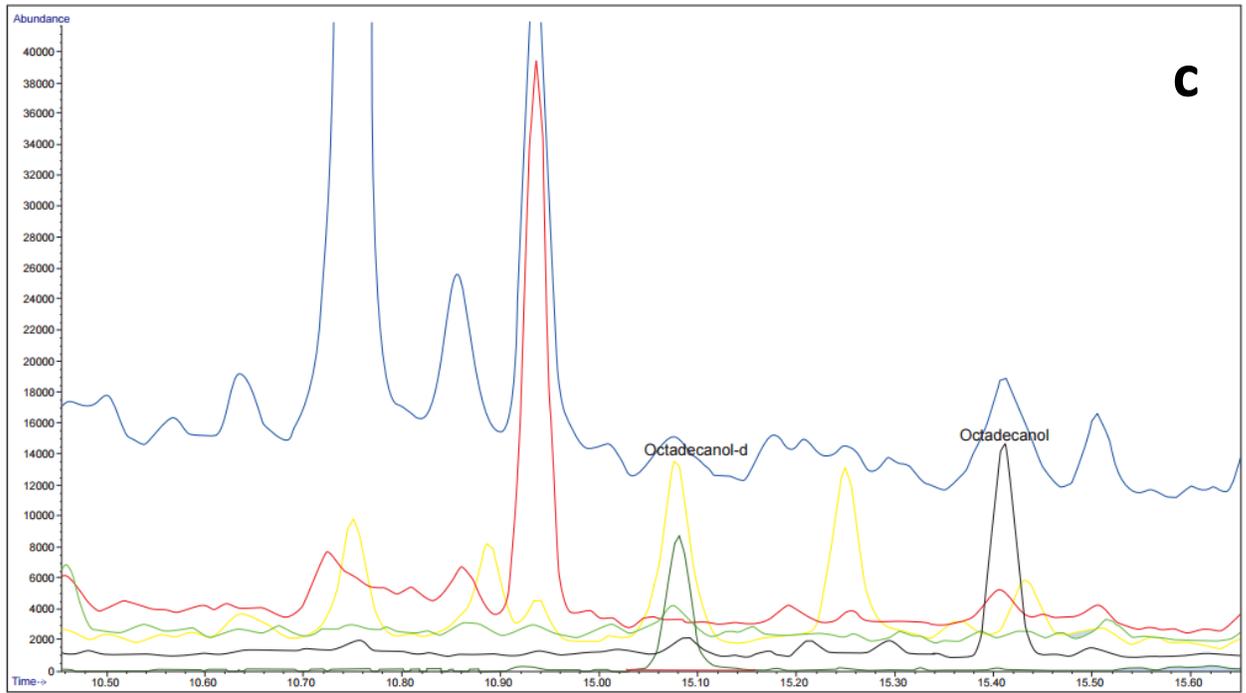


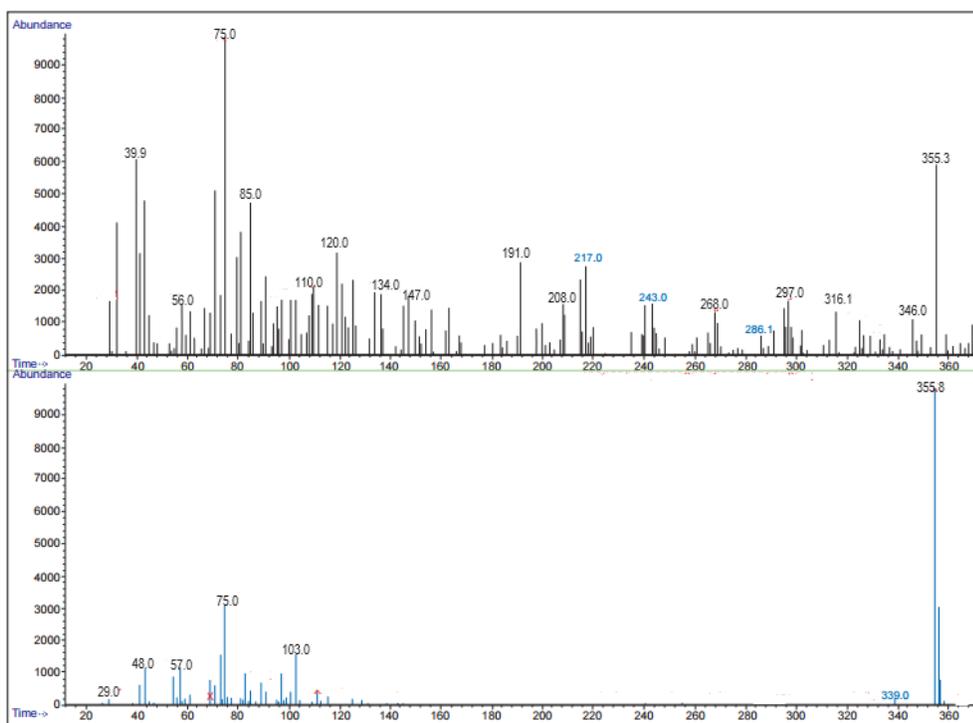
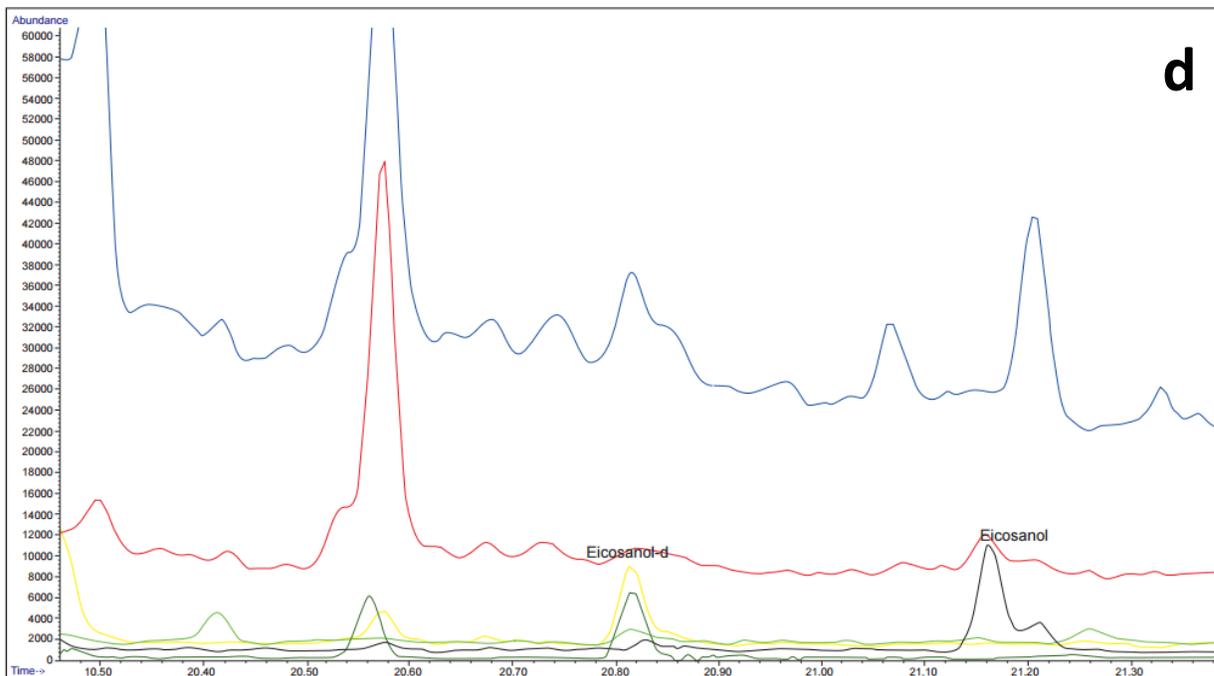


**Figura 23.** Cromatogramas iónicos totales en “SCAN” (gráficas superiores). Espectros de masas (EM) del alcohol correspondiente (gráficas inferiores). El EM superior es del alcohol en  $PM_{2.5}$  colectadas a las 14:21 pm del 14 de mayo 2019, correspondiente al periodo de incendio diurno. Mientras que el EM inferior corresponde al de la biblioteca de la NIST. **a.** dodecanol, **b.** pentadecanol, **c.** octadecanol, **d.** eicosanol.









**Figura 24.** Cromatogramas iónicos totales en “SCAN” (gráficas superiores). Espectros de masas (EM) del alcohol correspondiente (gráficas inferiores). El EM superior es del alcohol en PM<sub>2.5</sub> colectadas a las 05:03 am del 15 de mayo 2019, correspondiente al periodo de incendio nocturno. Mientras que el EM inferior corresponde al de la biblioteca de la NIST. **a.** dodecanol, **b.** pentadecanol, **c.** octadecanol, **d.** eicosanol.

Las **figuras 21** a la **24** dan evidencia de la presencia de los alcoholes en  $PM_{2.5}$ . Los análisis combinados cromatográficos y espectrométricos son una herramienta que elimina falsos positivos que evita identificaciones erróneas. Se aprecia que en los últimos tiempos de retención hubo un desplazamiento de casi 0.2 min para los cuatro alcoholes, esto sucedió debido a que hubo un corte columna.

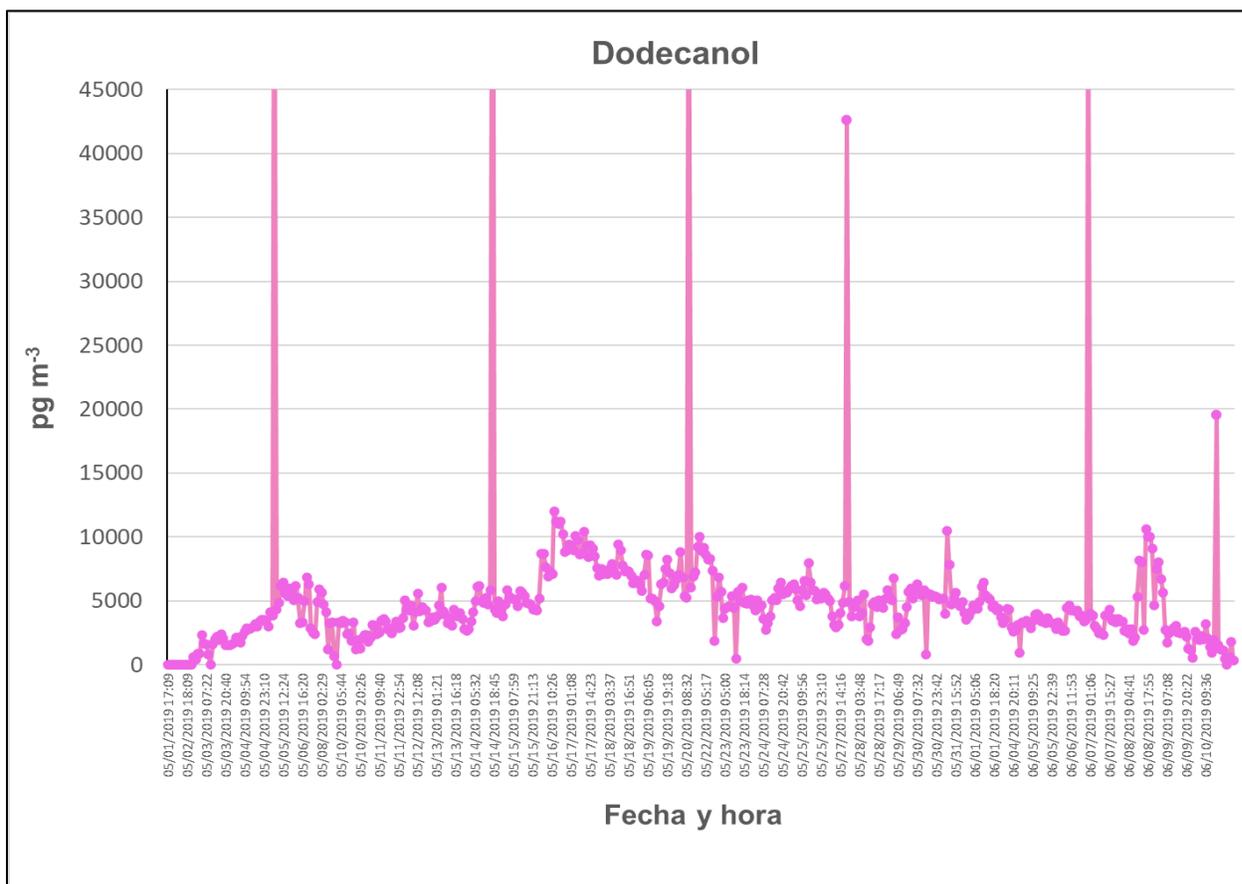
## 7.2.3 Análisis cuantitativo

### 7.2.3.1 Series de tiempo

Las gráficas de las **figuras 25 a 28** muestra el comportamiento temporal (series de tiempo) de los cuatro alcoholes analizados en las  $PM_{2.5}$  del 1° de mayo al 10 de junio. Ninguno de los cuatro alcoholes mostró la variación de los contaminantes criterio de combustión. Tampoco mostraron la variación horaria del  $SO_2$  ni del ozono. Lo que sugiere fuentes de emisión diferentes. La serie de tiempo del dodecanol se ilustra en la **figura 25**. Sus concentraciones oscilaron entre  $100 \text{ pg m}^{-3}$  y  $79 \text{ ng m}^{-3}$ . No hubo un patrón recurrente como el observado con otras especies determinadas también con mediciones horarias y emitidas por actividades cíclicas como las observada en otros estudios (Amador-Muñoz *et al.* 2022). El comportamiento del pentadecanol se ilustra en la **figura 26**, sus concentraciones oscilaron entre  $2 \text{ pg m}^{-3}$  y  $3 \text{ ng m}^{-3}$ . También sin patrón específico. Estos dos alcoholes mostraron algunas concentraciones extremadamente altas: el 5 de mayo a las 6:31 h, 14 de mayo a las 17:17 h, 21 de mayo a las 17:31 h, 27 de mayo a las 18:47 h y 6 de junio a las 23:38 h. Probablemente ligados con aspectos meteorológicos como el cambio en la dirección del viento, o plumas de aire enriquecidas con estos alcoholes.

La serie de tiempo del octadecanol se ilustra en la **figura 27**. Sus concentraciones oscilaron entre  $7 \text{ pg m}^{-3}$  y  $41 \text{ ng m}^{-3}$ . También se observaron altas concentraciones en algunos días y horas, pero, diferentes al dodecanol y pentadecanol. Estas fueron el 12 de mayo a las 16:32 h, el 24 de mayo a las 22:10 h, el 25 de mayo a las 12:52

h y el 08 de junio a las 17:55 h. Las concentraciones del octadecanol aumentaron en días similares en que lo hicieron las  $PM_{2.5}$  (**Figuras 9 y 10**). En el caso del eicosanol (**Figura 28**), sus concentraciones mostraron marcado incremento (**Figura 28**), también en el mismo periodo en que lo hicieron las  $PM_{2.5}$  y el ozono (**Figura 10**). Sus concentraciones oscilaron entre  $37 \text{ pg m}^{-3}$  y  $43 \text{ ng m}^{-3}$ . El periodo de máxima concentración ocurrió entre el 11 de mayo del 2019 a las 15:33 h y el 12 de mayo a las 00:22 h.



**Figura 25.** Serie de tiempo del dodecanol en  $PM_{2.5}$ .

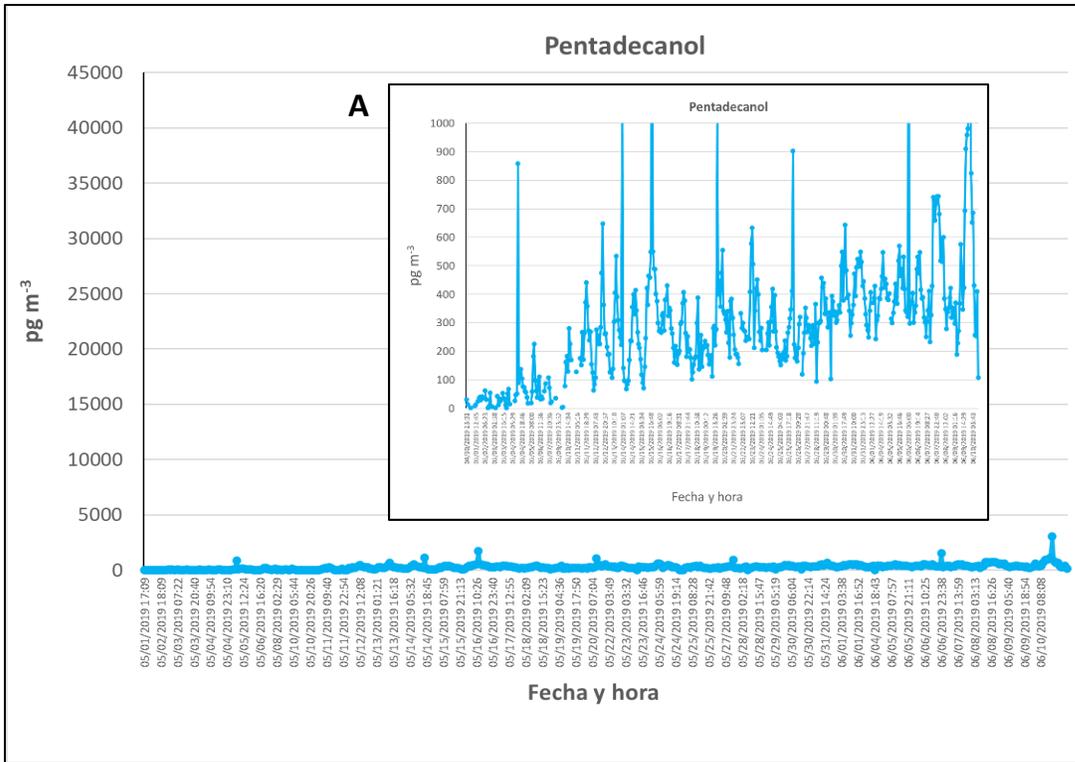


Figura 26. Serie de tiempo del pentadecanol en PM<sub>2.5</sub>. A) Gráfica interna colocada con propósitos de visualización.

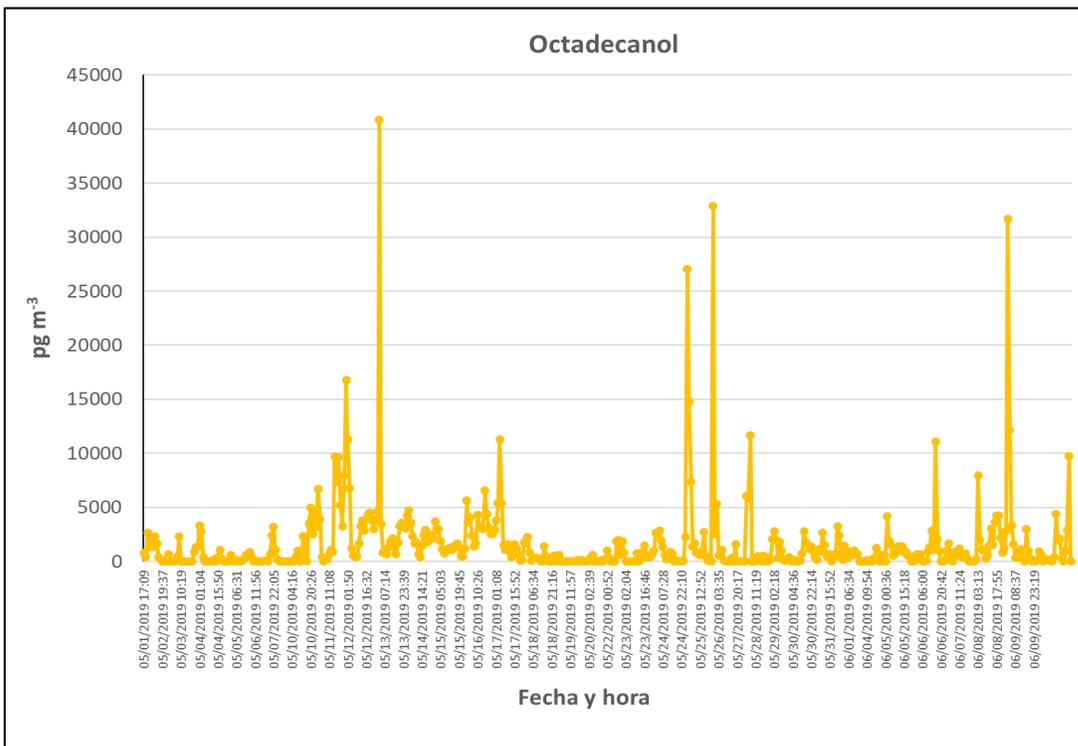
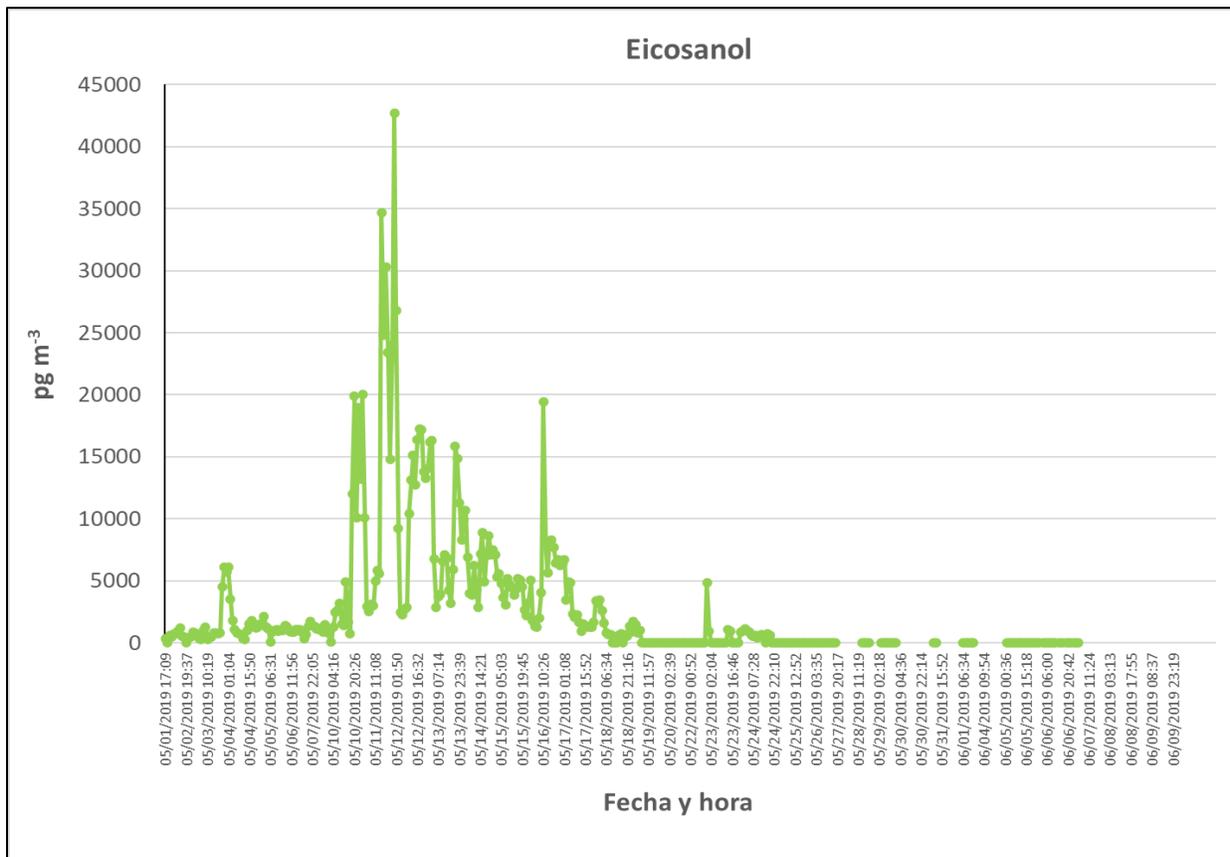


Figura 27. Serie de tiempo del octadecanol en PM<sub>2.5</sub>.

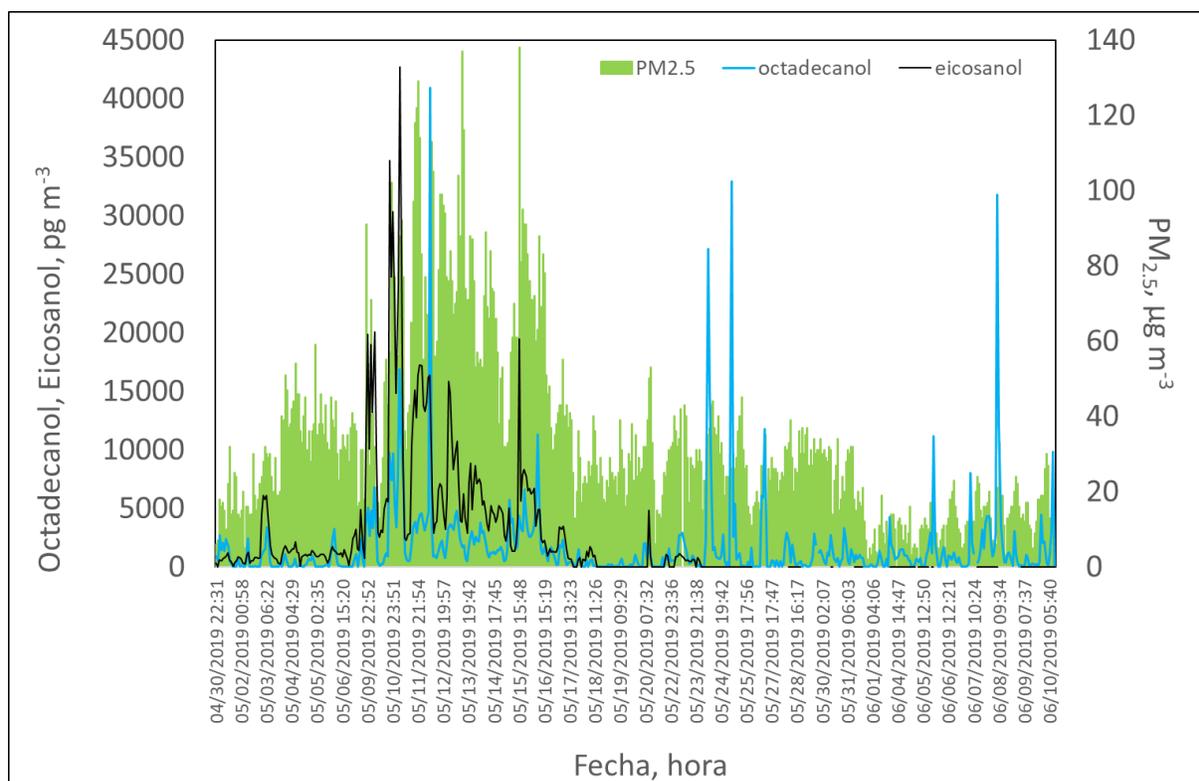


**Figura 28.** Serie de tiempo del eicosanol en PM<sub>2.5</sub>.

Las **figuras 29-31** ilustran la serie de tiempo de las PM<sub>2.5</sub>, octadecanol, eicosanol, levoglucosan y reteno. Estos dos últimos, marcadores de quema de biomasa doméstica, de incendios forestales y de pastizales (Ramdahl 1983, Bhattarai *et al.* 2019), que también se encontraron durante mayo y junio del 2019 (Amador-Muñoz *et al.* 2022). El levoglucosan se genera por la pirólisis de la celulosa a >300 °C, mientras que el reteno es más específico, ya que sólo se emite por la quema de biomasa suave como las coníferas (Ramdahl 1983).

La **tabla VII** describe las correlaciones de Spearman entre alcoholes, marcadores de quema de biomasa y contaminantes criterio. La asociación del octadecanol y el eicosanol con los marcadores de quema de biomasa sugiere tanto combustión de madera suave p.ej. de las coníferas con resina di-terpenoide (Shen *et al.* 2012), como pirólisis de la celulosa a >300°C. Se sabe que los alcoholes grasos de cadena

larga son abundantes en las ceras superiores de las plantas y depósitos de suelos (Wang *et al.* 2006). Por ejemplo, el octadecanol proviene de fuentes biogénicas porque es parte de la cera epicuticular de las plantas (Otto *et al.* 2005). Cuando la biomasa se quema, el octadecanol probablemente se desprende de ellas con el incremento de la temperatura al mismo tiempo que se asocia con las PM<sub>2.5</sub> donde los productos de quema de biomasa como el reteno y el levoglucosan también se encuentran y por ello, la buena correlación observada (R=0.4 y 0.5, respectivamente). Las asociaciones entre el eicosanol y dichos marcadores fueron más fuertes (R>0.92) (**Figuras 31 y 32**), lo que sugiere similar comportamiento que el levoglucosan y el reteno durante la adsorción a las PM<sub>2.5</sub> formadas durante la pirólisis de la biomasa.



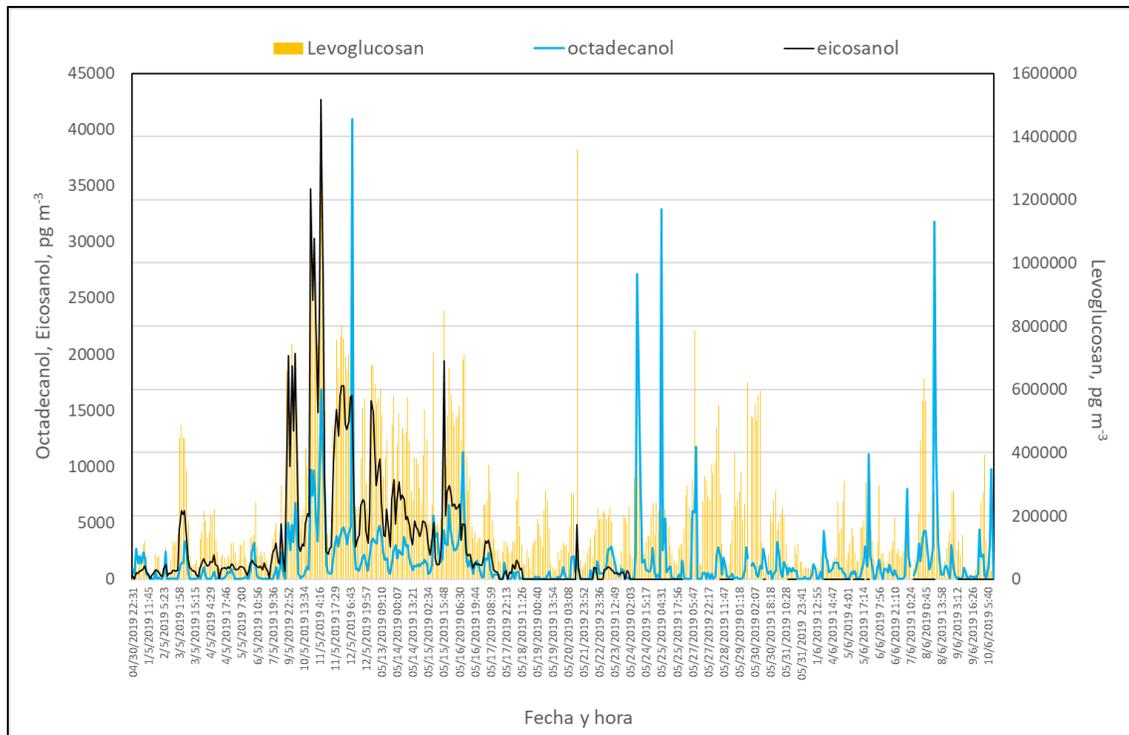
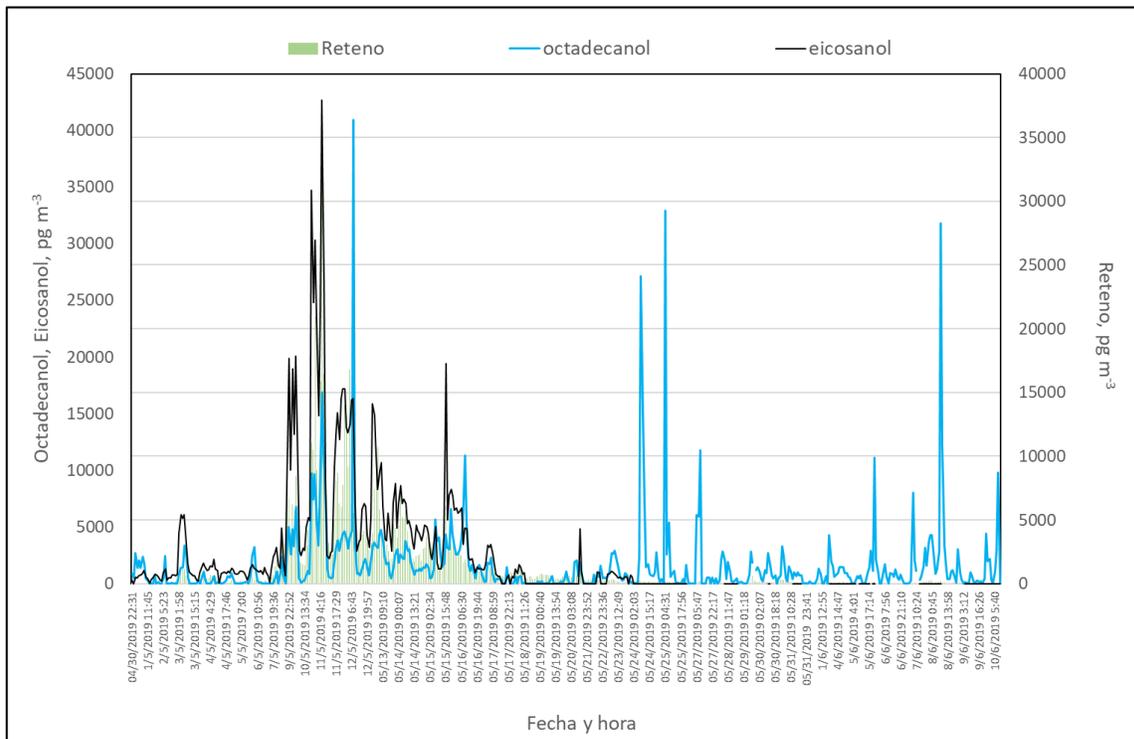


Figura 29. Series de tiempo de levoglucosan, octadecanol y eicosanol.



Los comportamientos tanto del dodecanol como del pentadecanol fueron diferentes al del octadecanol, eicosanol,  $PM_{2.5}$  y los marcadores de quema de biomasa. Lo que indica fuentes diferentes de emisión. Las condiciones ambientales que prevalecen en el momento de un incendio y el tipo de incendio son importantes, pues la eficiencia de combustión determinará la magnitud de los factores de emisión de diferentes compuestos y partículas (Abrams *et al.* 2001).

El pentadecanol es un alcohol de origen principalmente antropogénico. Es de cadena larga ( $C_{15}H_{32}O$ ) que se usa como ingrediente en la elaboración de productos químicos industriales, lubricantes y productos de consumo como lociones, cremas y agentes espumantes (Shell-Global 2019). También se utiliza como materia prima en procesos que usan reacciones de etoxilación y sulfatación para producir surfactantes (principalmente detergentes) (Shell-Global 2019). De acuerdo con el Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC) de México ([Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes \(RETC\) | Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales | Gobierno | gob.mx \(www.gob.mx\)](#)), las principales fuentes de emisión de alcoholes primarios son las industrias químicas, del papel y alimentaria. El RETC es un instrumento de política ambiental que difunde anualmente información sobre las emisiones y transferencias de las sustancias listadas en la NOM-165-SEMARNAT-2013. Por lo tanto, las emisiones a la atmósfera pueden ser por la síntesis y el uso de pentadecanol en la fabricación de productos industriales, por emisiones vehiculares, ya que este alcohol puede ser utilizado como aditivo en combustibles, así como de emisiones de residuos químicos y los productos de desecho de procesos industriales que contienen pentadecanol. Además, se han encontrado pequeñas cantidades naturalmente en las hojas de *Solena amplexicaulis* (pepino rastrero) (Barik *et al.* 2018).

El dodecanol ( $C_{12}H_{26}O$ ) también es un alcohol lineal. Además de las fuentes de emisión del pentadecanol, se utiliza en la fabricación de plastificantes, disolventes, surfactantes y lubricantes. Este alcohol también se ha encontrado en las emisiones de ciertas plantas y animales, como un componente de sus feromonas.

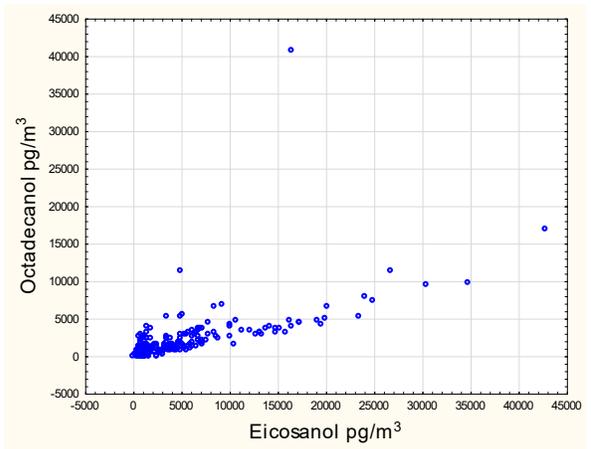
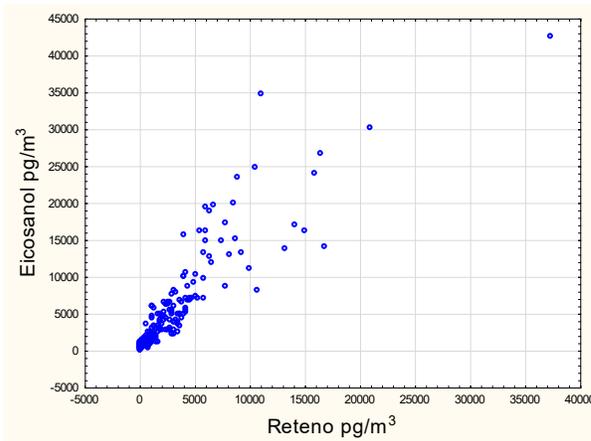
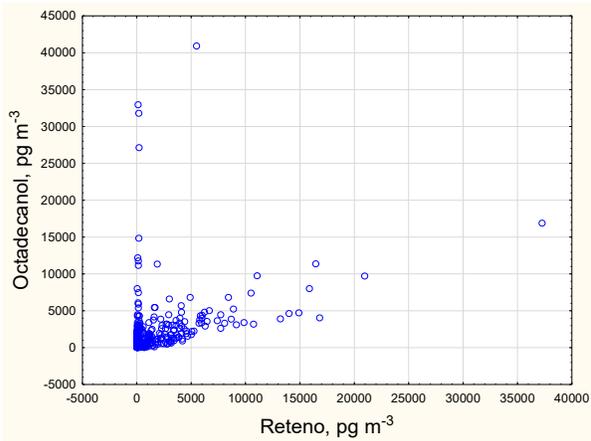
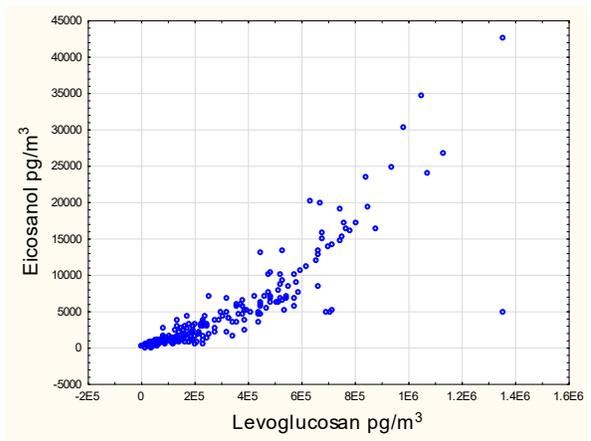
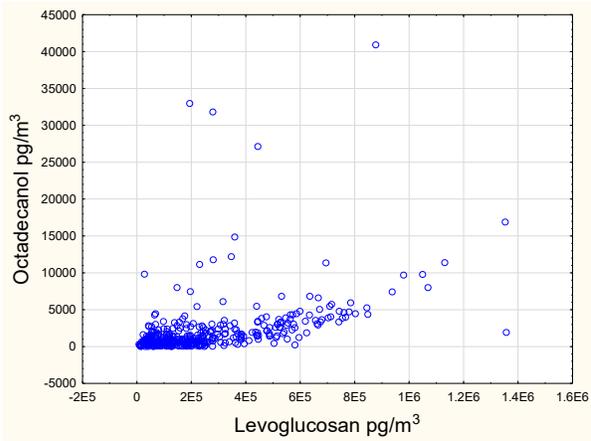
Como ya mostramos, la fuerte y significativa correlación del octadecanol ( $C_{18}H_{38}O$ ) con los marcadores de quema de biomasa (**Figura 32**), sugiere que esa fue su

principal fuente de emisión durante este periodo de observación, aunque también se puede emitir por las mismas fuentes antropogénicas descritas para el dodecanol y el pentadecanol. El octadecanol, también llamado alcohol estearílico se puede sintetizar a partir del ácido esteárico o de algunas grasas mediante el proceso de hidrogenación catalítica.

El eicosanol es un alcohol de cadena larga ( $C_{20}H_{42}O$ ). Se encuentra en grasas y aceites (USEPA 2019), así como en diversas fuentes naturales, incluyendo cera de abejas, aceites vegetales, algas y algunos peces. El eicosanol se puede producir por procesos biológicos, como la descomposición microbiana de la materia orgánica en ambientes anaeróbicos como sedimentos marinos y lagos. También se puede liberar a la atmósfera a través de la combustión de biomasa, como la quema de madera y la combustión de biocombustibles. Además, se puede sintetizar artificialmente en los laboratorios a través de la hidrogenación de ácidos grasos o la reducción de aldehídos de cadena larga. Sin embargo, esta fuente de emisión es menos común en comparación con las fuentes naturales y biológicas mencionadas. Nuestros resultados confirman lo descrito en la literatura. Es por ello que las correlaciones tanto con el reteno como el levoglucosan fueron significativas y más fuertes (**Tabla VII, Figura 32**).

**Tabla VII.** Correlaciones de Spearman. Valores en rojo significativos a  $p < 0.05$ . Correlaciones subrayadas mayores a 0.5 ó menor a -0.5.

Variable	dodecanol	levoglucosan	pentadecanol	octadecanol	eicosanol	reteno	CO	NO	NO <sub>2</sub>	NOx	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	T	HR	VV
dodecanol	1.000															
levoglucosan	<u>0.228</u>	1.000														
pentadecanol	<u>0.261</u>	-0.022	1.000													
octadecanol	0.065	<u>0.544</u>	0.054	1.000												
eicosanol	-0.017	<u>0.926</u>	<u>0.261</u>	<u>0.740</u>	1.000											
reteno	<u>0.312</u>	<u>0.633</u>	-0.242	<u>0.414</u>	<u>0.925</u>	1.000										
CO	<u>0.124</u>	<u>0.443</u>	-0.023	<u>0.528</u>	<u>0.407</u>	<u>0.240</u>	1.000									
NO	0.008	<u>0.245</u>	-0.269	<u>0.244</u>	0.087	0.036	<u>0.659</u>	1.000								
NO <sub>2</sub>	<u>0.192</u>	<u>0.334</u>	-0.088	<u>0.315</u>	<u>0.137</u>	0.070	<u>0.775</u>	<u>0.772</u>	1.000							
NOx	<u>0.153</u>	<u>0.334</u>	-0.133	<u>0.316</u>	<u>0.147</u>	0.067	<u>0.789</u>	<u>0.846</u>	<u>0.978</u>	1.000						
O <sub>3</sub>	-0.027	-0.297	<u>0.137</u>	-0.255	-0.157	-0.033	-0.327	<u>-0.615</u>	<u>-0.632</u>	<u>-0.659</u>	1.000					
SO <sub>2</sub>	-0.055	0.091	<u>0.166</u>	<u>0.315</u>	<u>0.297</u>	-0.000	<u>0.251</u>	0.084	0.092	<u>0.121</u>	<u>0.224</u>	1.000				
PM <sub>2.5</sub>	<u>0.295</u>	<u>0.595</u>	-0.208	<u>0.358</u>	<u>0.736</u>	<u>0.738</u>	<u>0.310</u>	-0.016	<u>0.156</u>	<u>0.111</u>	<u>0.213</u>	<u>0.136</u>	1.000			
T	-0.082	-0.235	<u>0.135</u>	-0.197	-0.130	0.017	-0.177	-0.452	-0.470	<u>-0.509</u>	<u>0.874</u>	<u>0.229</u>	<u>0.221</u>	1.000		
HR	<u>0.232</u>	0.068	<u>0.231</u>	0.008	-0.188	-0.362	<u>0.138</u>	<u>0.352</u>	<u>0.445</u>	<u>0.457</u>	<u>-0.667</u>	-0.170	-0.415	<u>-0.788</u>	1.000	
VV	-0.107	-0.269	<u>0.138</u>	-0.176	-0.098	0.039	-0.360	<u>-0.596</u>	<u>-0.581</u>	<u>-0.618</u>	<u>0.616</u>	0.014	<u>0.122</u>	<u>0.604</u>	<u>-0.543</u>	1.000



**Figura 30.** Correlación entre levoglucosan, reteno, octadecanol y eicosanol.

## 7.3 Comparación entre temporadas

Para estudiar el comportamiento de los contaminantes, el estudio se dividió en tres periodos, en función de lo observado previamente: 1-9 de mayo (pre-incendios), 10-16 de mayo (incendios), 17 de mayo al 10 de junio (post-incendios). La **tabla VIII** muestra las métricas de los alcoholes en los tres periodos. La variación horaria de los parámetros meteorológicos se puede observar en la sección B del material complementario.

**Tabla VIII.** Métricas de los alcoholes, marcadores de quema de biomasa, contaminantes criterio y parámetros meteorológicos en las tres temporadas durante mayo-junio 2019. P5 – Percentil 5, P95 – Percentil 95, DE – Desviación estándar.

Temporada de pre-incendios (1-9 de mayo)						
Variable	N	Promedio	DE	Mediana	P5	P95
Dodecanol, pg m <sup>-3</sup>	77	3880	6862	2962	826	6283
Levoglucosan, pg m <sup>-3</sup>	91	122667	126532	82845	21219	445718
Pentadecanol, pg m <sup>-3</sup>	64	62	110	38	2	138
Octadecanol, pg m <sup>-3</sup>	50	1077	1114	652	26	3327
Eicosanol, pg m <sup>-3</sup>	90	1612	2545	1015	268	5737
Reteno, pg m <sup>-3</sup>	32	912	1547	399	23	6223
CO, ppm	89	0	0	0	0	1
NO, ppb	88	8	15	2	0	38
NO <sub>2</sub> , ppb	88	21	12	19	6	42
NO <sub>x</sub> , ppb	88	29	23	21	7	76
O <sub>3</sub> , ppb	88	38	26	36	2	79
SO <sub>2</sub> , ppb	88	1	1	1	0	1
PM <sub>2.5</sub> , µg m <sup>-3</sup>	91	30	14	31	13	51
T, °C	89	20	4	20	14	27
HR, %	89	37	16	38	15	65
VV, m s <sup>-1</sup>	90	188	94	205	41	340

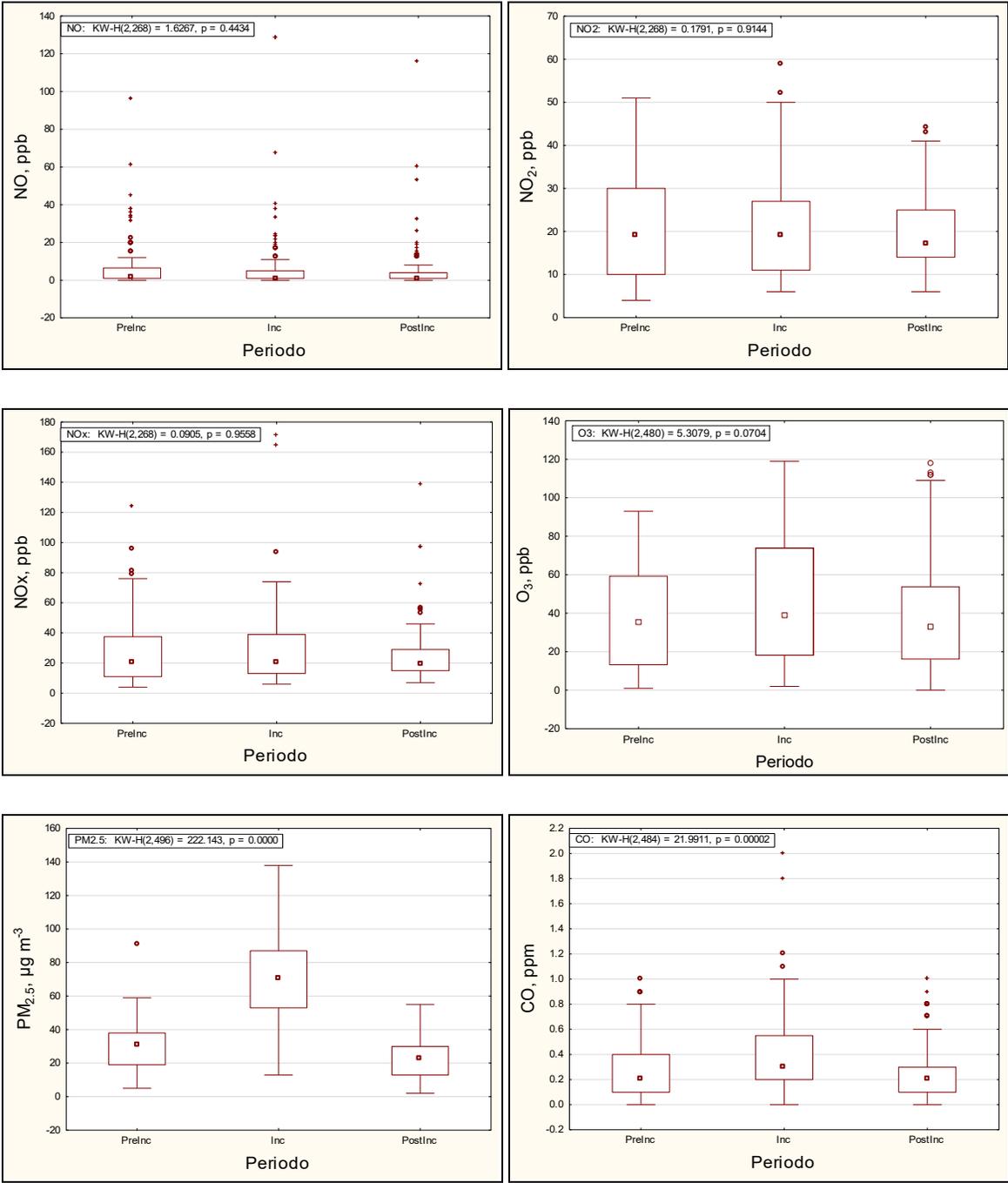
Temporada de incendios (10-16 de mayo)						
Variable	N	Promedio	DE	Mediana	P5	P95
Dodecanol, pg m <sup>-3</sup>	105	5272	2466	4542	2399	10236
Levoglucosan, pg m <sup>-3</sup>	105	448361	229037	442298	138720	845085
Pentadecanol, pg m <sup>-3</sup>	97	261	133	263	71	490
Octadecanol, pg m <sup>-3</sup>	105	2644	1987	2161	422	6722

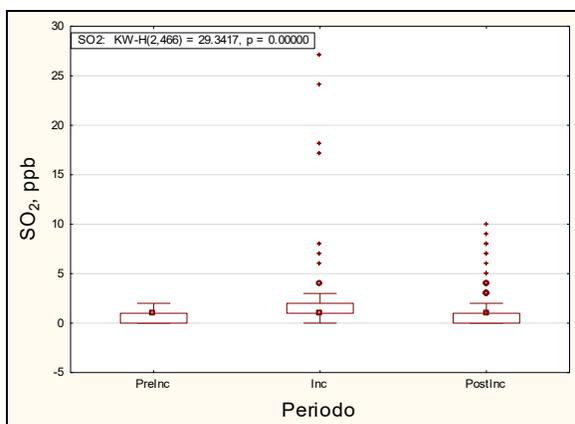
Eicosanol, pg m <sup>-3</sup>	105	7817	6459	5842	1510	20060
Reteno, pg m <sup>-3</sup>	105	4270	3713	3022	891	12942
CO, ppm	103	0	0	0	0	1
NO, ppb	102	7	19	1	0	23
NO <sub>2</sub> , ppb	102	20	11	18	8	43
NO <sub>x</sub> , ppb	102	28	26	19	8	69
O <sub>3</sub> , ppb	102	49	33	41	3	108
SO <sub>2</sub> , ppb	102	2	4	1	0	7
PM <sub>2.5</sub> , µg m <sup>-3</sup>	105	69	26	70	29	116
T, °C	105	21	4	20	16	28
HR, %	105	31	17	26	12	67
VV, m s <sup>-1</sup>	105	158	83	203	33	253

Temporada de post-incendios (17 de mayo – 10 de junio)						
Variable	N	Promedio	DE	Mediana	P5	P95
Dodecanol, pg m <sup>-3</sup>	288	4732	2045	4619	1706	8556
Levoglucosan, pg m <sup>-3</sup>	289	156488	147890	115446	26309	440065
Pentadecanol, pg m <sup>-3</sup>	284	349	154	331	162	652
Octadecanol, pg m <sup>-3</sup>	206	1214	1540	726	64	3629
Eicosanol, pg m <sup>-3</sup>	39	1233	975	877	455	3453
Reteno, pg m <sup>-3</sup>	75	350	280	320	10	943
CO, ppm	278	0	0	0	0	1
NO, ppb	72	7	17	1	0	32
NO <sub>2</sub> , ppb	72	20	9	17	8	40
NO <sub>x</sub> , ppb	72	27	22	19	9	72
O <sub>3</sub> , ppb	276	39	29	33	2	93
SO <sub>2</sub> , ppb	262	1	1	1	0	3
PM <sub>2.5</sub> , µg m <sup>-3</sup>	286	22	11	23	5	40
T, °C	288	20	4	19	15	27
HR, %	288	54	20	56	18	86
VV, m s <sup>-1</sup>	288	169	113	186	14	349

La **figura 33** muestra la comparación de las medianas de los contaminantes criterio entre las temporadas de pre-incendios, incendios y post-incendios. Mayores concentraciones de CO, SO<sub>2</sub> y PM<sub>2.5</sub> (p<0.001), se observaron en incendios. Mientras que el NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y O<sub>3</sub> no presentaron diferencias significativas (p>0.05). Las PM<sub>2.5</sub> fueron el único contaminante normado que duplicó y triplicó la concentración de sus medianas en el periodo de incendios, con respecto a la de pre-incendios y post-incendios, respectivamente. El ozono fue el único

contaminante donde sus concentraciones máximas se incrementaron y mantuvieron a partir del periodo de incendios hasta el final de la campaña de muestreo (**Figura 33**). Lo que sugirió un aporte constante de hidrocarburos precursores de ozono a partir de los incendios.





**Figura 31.** Concentraciones de contaminantes criterio. Comparación entre las tres temporadas durante mayo-junio 2019. Cuadros internos - medianas, cajas-25 y 75 percentiles, barras mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos.

La **figura 34** muestra la comparación de las medianas de los cuatro alcoholes entre los tres periodos. Su distribución fue diferente entre ellos. Mayores concentraciones de dodecanol se presentaron en incendios y post-incendios, respecto a pre-incendios ( $p < 0.001$ ). El pentadecanol también mostró diferencias entre los periodos ( $p < 0.001$ ), con mayores concentraciones en el de post-incendios ( $p < 0.001$ ) con respecto a incendios y pre-incendios. En el caso del octadecanol y el eicosanol, sus concentraciones sólo fueron superiores en el periodo de incendios, con respecto al de pre- y post-incendios ( $p < 0.001$ ), ya que las medianas entre pre- y post-incendios no fueron diferentes ( $p > 0.05$ ).

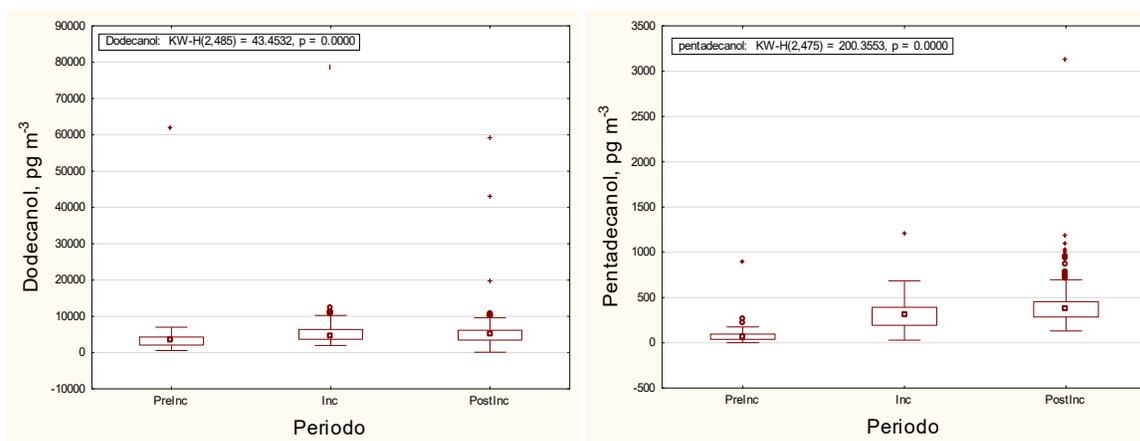
La **tabla IX** muestra las medianas de las concentraciones de los alcoholes y sus relaciones entre los tres periodos. En el caso de dodecanol, las tasas entre incendios vs pre-incendios y post incendios fueron cercanas a 1, descartando nuevamente, la quema de biomasa como su fuente de emisión. El octadecanol y el eicosanol mostraron incrementos de  $\sim 3$  y  $\sim 6$  veces en incendios con respecto a pre-incendios y post incendios, respectivamente. Sugiriendo a la quema de biomasa vegetal, como su principal fuente de emisión. Si bien el pentadecanol mostró un incremento de su concentración  $\sim 7$  veces en incendios con respecto a pre-incendios, la tasa con respecto a post-incendios fue menor a 1, lo que sugiere su continua presencia en post-incendios.

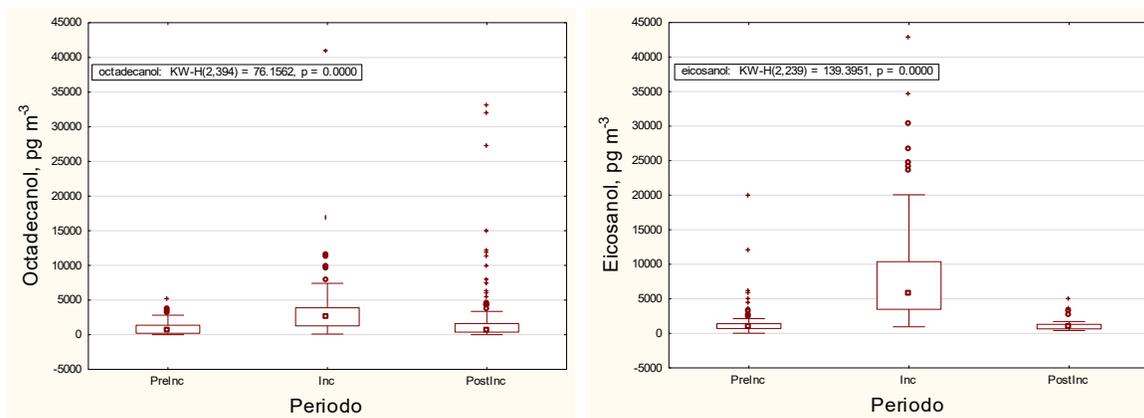
**Tabla IX.** Medianas de las concentraciones de 4 alcoholes ( $\text{pg m}^{-3}$ ) y tasas entre las medianas de incendio/pre-incendios, e incendios/post incendios.

Alcohol	Pre- Inc	Inc	Post- Inc	Inc/PreInc	Inc/PostInc
Dodecanol	2962	4542	4619	1.5	0.9
Pentadecanol	38	263	331	6.9	0.8
Octadecanol	652	2161	726	3.3	2.9
Eicosanol	1015	5842	877	5.8	6.7

Los resultados indican que el dodecanol no se asoció con el evento de la quema de biomasa. Lo mismo sucedió con el pentadecanol, ya que no se asoció con biomarcadores de quema de biomasa (**Tabla VII**). Sin embargo, sus niveles de concentración en post-incendios, probablemente indique formación y acumulación en el aire. Se ha observado que la generación de pentadecanol y ácido pentadecanoico sucede a través de la oxidación del pentadecano en uno de los átomos de carbono terminales. Esta reacción se ha observado en la oxidación fúngica de dos cepas de *Candida* productoras de ácido cítrico (tipo salvaje KSH 21 y mutante 337) (Souw *et al.* 1977). Por lo que es posible que, bajo ciertas condiciones atmosféricas, en un evento de quema de biomasa, esta oxidación pudiese llevarse a cabo en la atmósfera. Más observaciones son necesarias para confirmar esta hipótesis.

En el caso del octadecanol y del eicosanol, la evidencia nuevamente sugiere su emisión por el evento de la quema de biomasa.

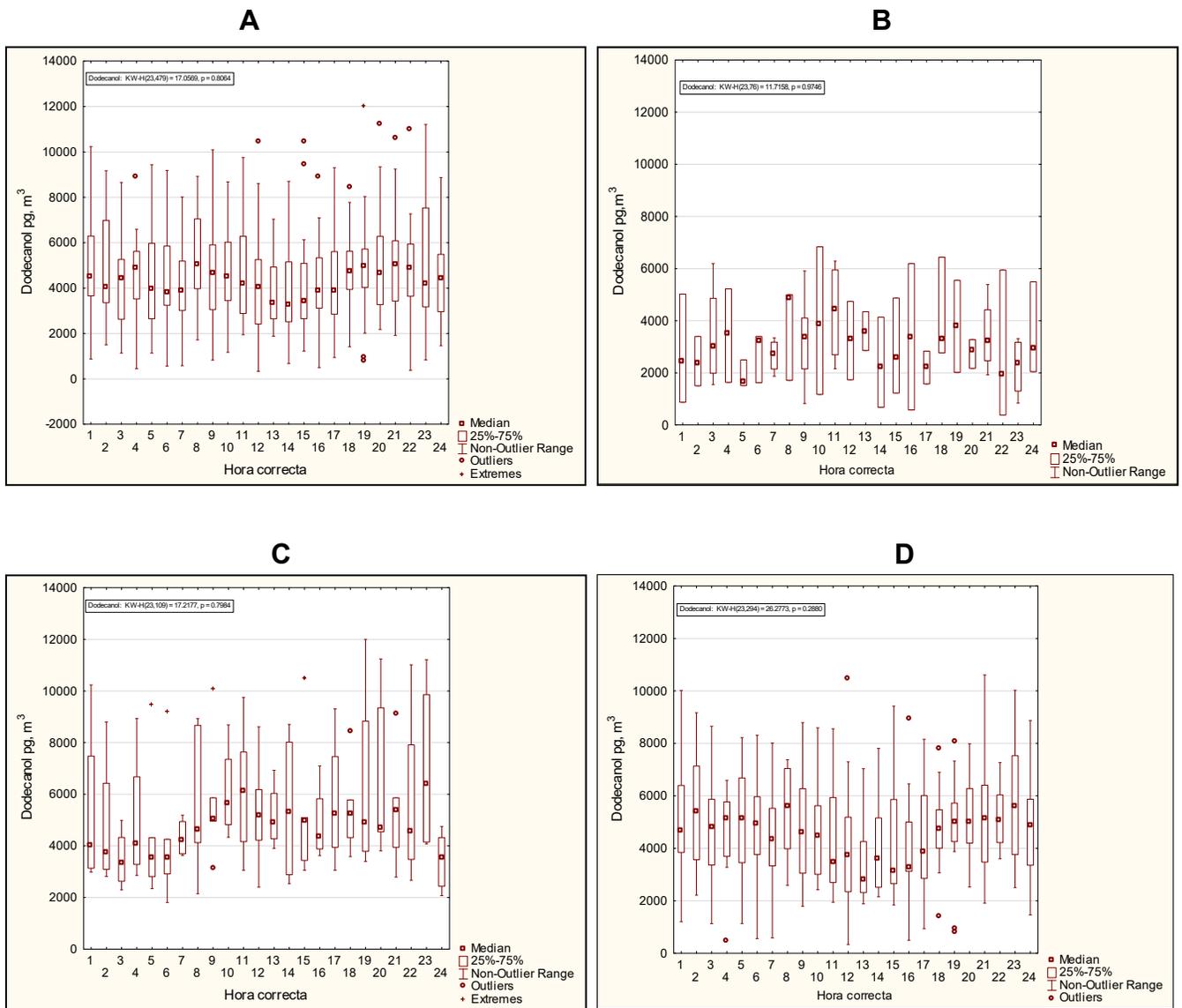




**Figura 32.** Concentraciones de alcoholes en PM<sub>2.5</sub>. Comparación entre las tres temporadas durante mayo-junio 2019. Cuadros internos – medianas, cajas-25 y 75 percentiles, barras- mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos.

### 7.3.1 Distribución horaria

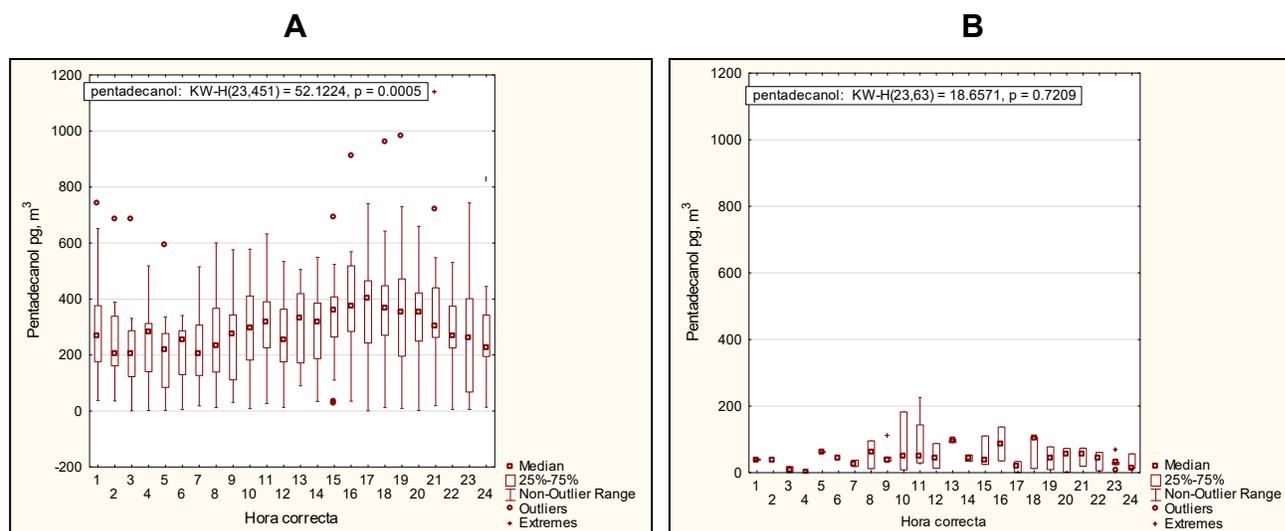
El análisis de la distribución horaria se hizo para todo el periodo de muestreo, así como para cada uno de los tres periodos descritos anteriormente. Las gráficas de la **figura 35** ilustran el comportamiento de las medianas de las concentraciones horarias del dodecanol. En ningún caso, se observó variación durante las 24 h (KW,  $p > 0.05$ ). Lo que sugiere emisión continua, probablemente por alguna fuente fija. Como ya se ha comentado, debido a sus características como sustancias cerosas, los alcoholes grasos se utilizan ampliamente en productos de limpieza y cuidado personal, como jabones corporales, lociones, cremas, enjuagues, etc. (Evyugina *et al.* 2021). Por lo que probablemente su emisión se deba a fuentes fijas de área o industriales.

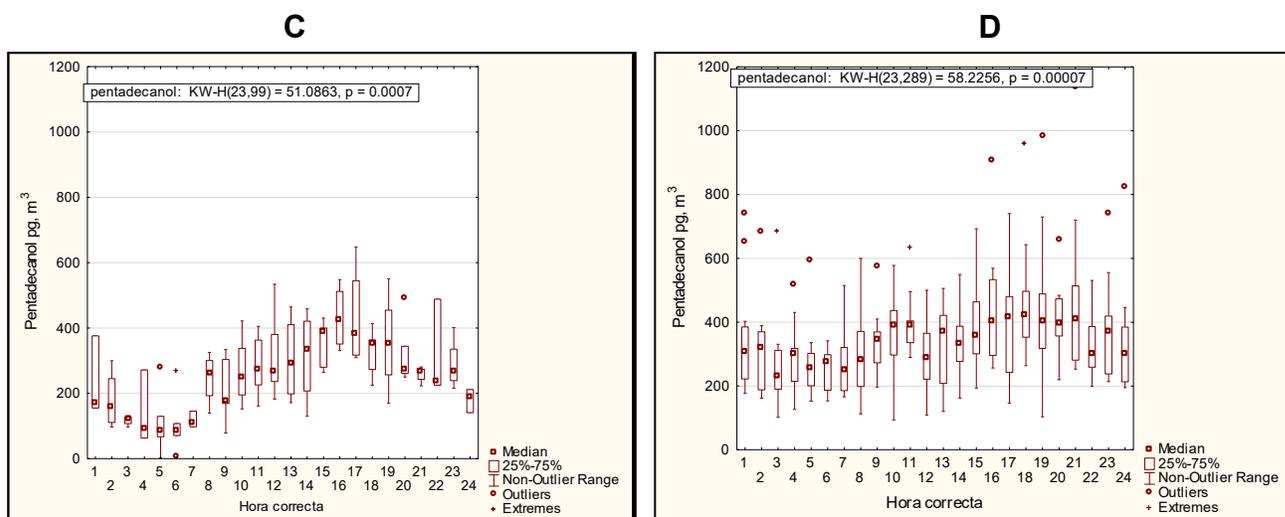


**Figura 33.** Distribución horaria del dodecanol. **A.** Periodo completo, N= 494 (Intervalo de medianas:17-25 ng m<sup>-3</sup>), **B.** Pre-Incendios, N= 90 (Intervalo de medianas: 2-6 ng m<sup>-3</sup>), **C.** Incendios, N= 109 (Intervalo de medianas: 4-6 ng m<sup>-3</sup>), **D.** Post incendios N=295 (Intervalo de mediana: 10-15 ng m<sup>-3</sup>). Cuadros internos - medianas, cajas – 25 y 75 percentiles, barras – mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos.

La **figura 36** muestra la distribución horaria del pentadecanol. En general, se aprecia que las medianas variaron a través del día (KW,  $p < 0.05$ ). Se observó un aumento por la tarde de 3 a 6 pm, probablemente asociado con formación secundaria y/o transporte. Lo que coincide con la hipótesis previamente descrita en la comparación entre temporadas. Se conoce que los contaminantes secundarios tienden a formarse durante el día, cuando la radiación solar y la temperatura aumentan, los gases orgánicos se oxidan en la fase gaseosa por especies como el radical hidroxilo ( $\text{OH}\cdot$ ), el ozono ( $\text{O}_3$ ) y el radical nitrato ( $\text{NO}_3$ ) (principalmente en la noche), por lo que los productos de oxidación se van acumulando. Durante el día, la concentración de radicales  $\text{OH}\cdot$  incrementa debido a las reacciones de fotooxidación llevadas a cabo en la atmósfera (Tomasi y Lupi 2016).

Como se mencionó previamente, el pentadecanol puede ser producto de la oxidación del pentadecano. Otro mecanismo que también está involucrado en su formación es la reducción de los ácidos n-alcánicos presentes en las ceras vegetales (Goncalves *et al.* 2011). Sin embargo, no es claro si este proceso se lleve a cabo en la atmósfera, debido a la cantidad de oxidantes presentes en la atmósfera.

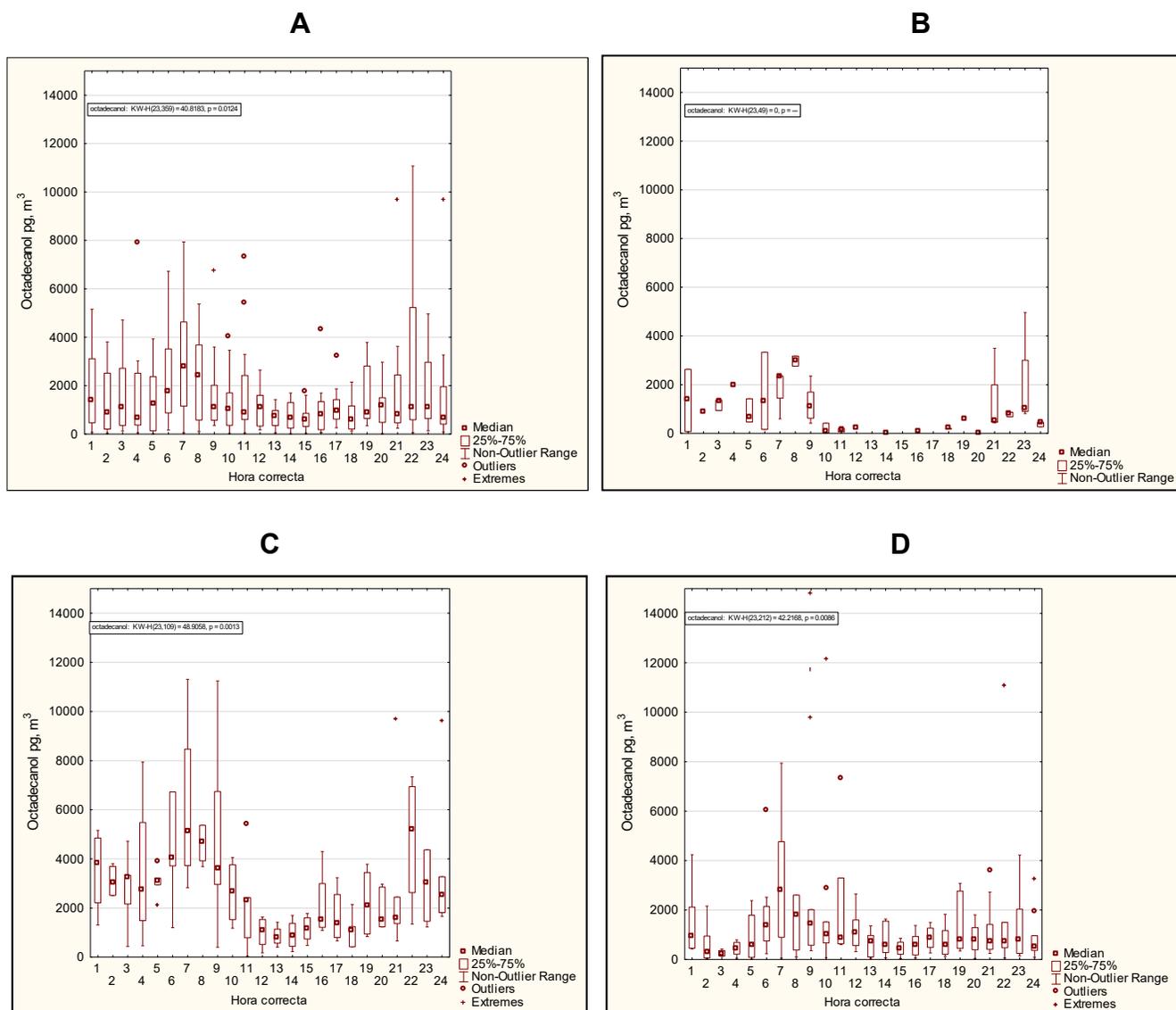




**Figura 34.** Distribución horaria del pentadecanol. **A.** Periodo completo, N= 494 (Intervalo de medianas:17-25 ng m<sup>-3</sup>, **B.** Pre-Incendios N= 90 (Intervalo de medianas: 2-6 ng m<sup>-3</sup>), **C.** Incendios N= 109 (Intervalo de medianas: 4-6 ng m<sup>-3</sup>), **D.** Post incendios N= 295 (Intervalo de medianas: 10-15 ng m<sup>-3</sup>) Cuadros internos - medianas, cajas – 25 y 75 percentiles, barras – mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos.

La **figura 37** muestra la variación horaria del octadecanol. En general, se aprecia que las medianas variaron durante el día (KW,  $p < 0.05$ ). Se observa un máximo por la mañana entre 6 y 8 am, lo que indica que no es un contaminante secundario producto de la fotoquímica. Este patrón se ha observado previamente con los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)  $> 228 \text{ g mol}^{-1}$ , emitidos por la combustión de la gasolina y el Diésel utilizada por los vehículos (Amador-Muñoz *et al.* 2020b, 2022). Sin embargo, el octadecanol no puede ser producido por la pirólisis de los hidrocarburos que componen la gasolina, ya que se sabe que forma parte de lubricantes, resinas, perfumes y cosméticos. Se utiliza como emoliente, emulsionante y espesante en ungüentos, en revestimientos, champús y acondicionadores para el cabello. El octadecanol también es de origen biogénico porque forma parte de la cera epicuticular de las plantas (Otto *et al.* 2005). Por lo tanto, la distribución observada en la **figura 37** probablemente se relacione con la evaporación del octadecanol de las plantas, seguida del transporte, depositación al suelo y su posterior resuspensión al aire por el paso de los vehículos. Por ello el comportamiento similar al de los HAPs. Otto *et al.* (2005) encontraron alcoholes

primarios de cadena larga como el octadecanol en suelos. Lo que hace viable nuestra hipótesis.

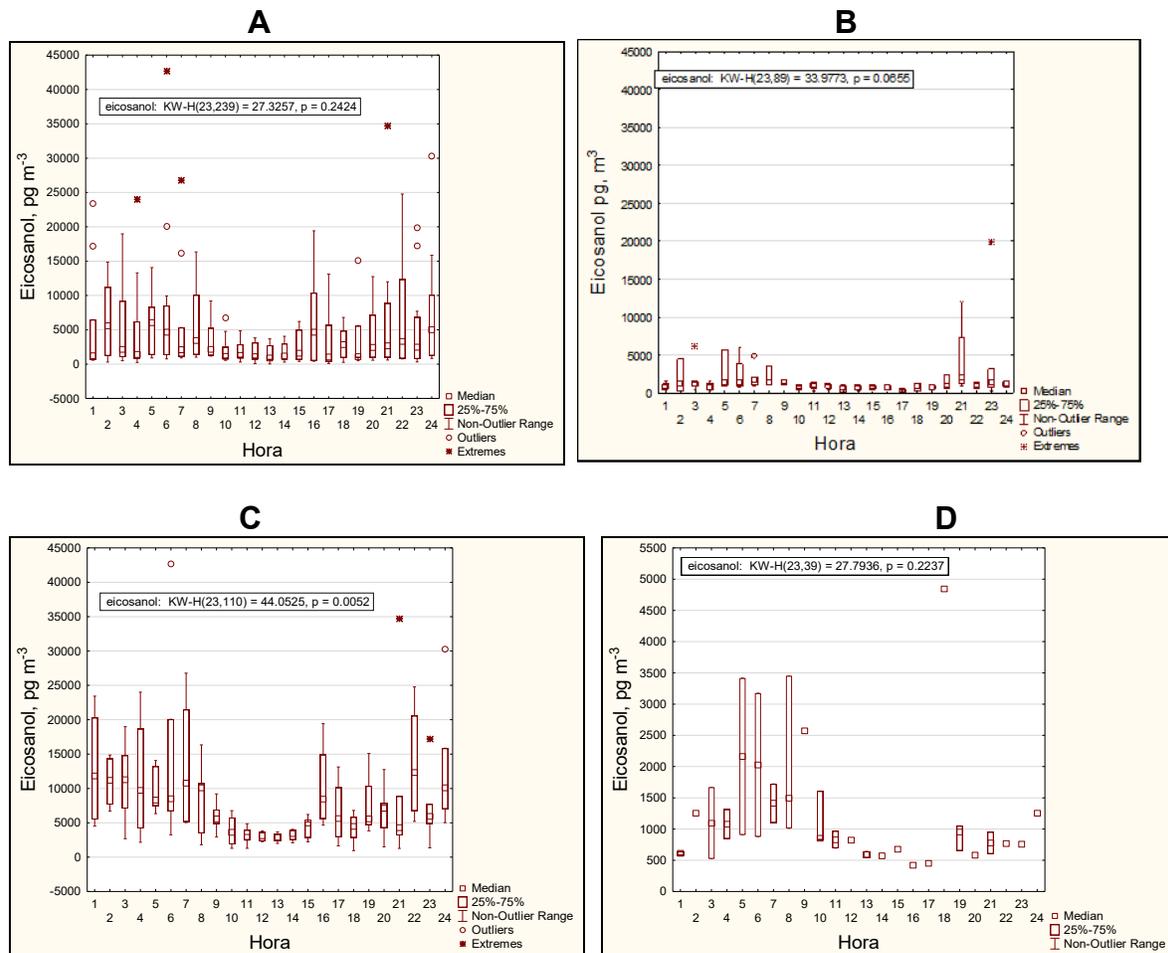


**Figura 35.** Distribución horaria del octadecanol. **A.** Periodo completo, N= 494 (Intervalo de medianas:17-25 ng m<sup>-3</sup>), **B.** Pre-Incendios, N= 90 (Intervalo de medianas: 2-6 ng m<sup>-3</sup>), **C.** Incendios, N= 109 (Intervalo de medianas: 4-6 ng m<sup>-3</sup>), **D.** Post incendios, N= 295 (Intervalo de medianas 10-15 ng m<sup>-3</sup>). Cuadros internos - medianas, cajas – 25 y 75 percentiles, barras – mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos.

Por otra parte, es importante tener en cuenta que el incremento de las concentraciones de los contaminantes primarios durante las primeras horas del día también está inversamente relacionado con la altura de la capa de mezcla (Burgos-

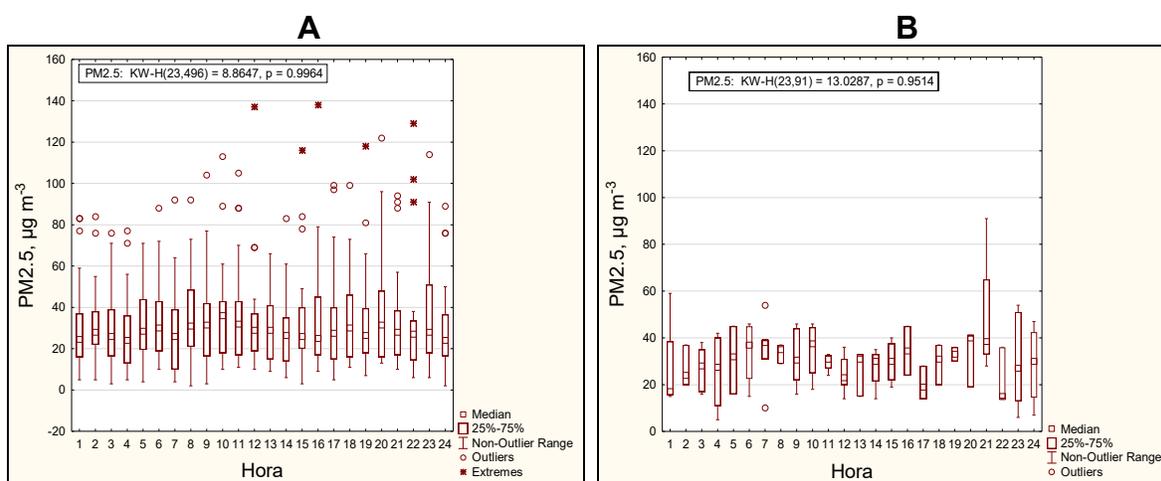
Cuevas *et al.* 2021). Durante las mañanas, la temperatura es menor que a medio día, con lo que la altura de la capa de mezcla es menor, mientras que, al incrementar la temperatura a medio día, la altura de esta capa también aumenta.

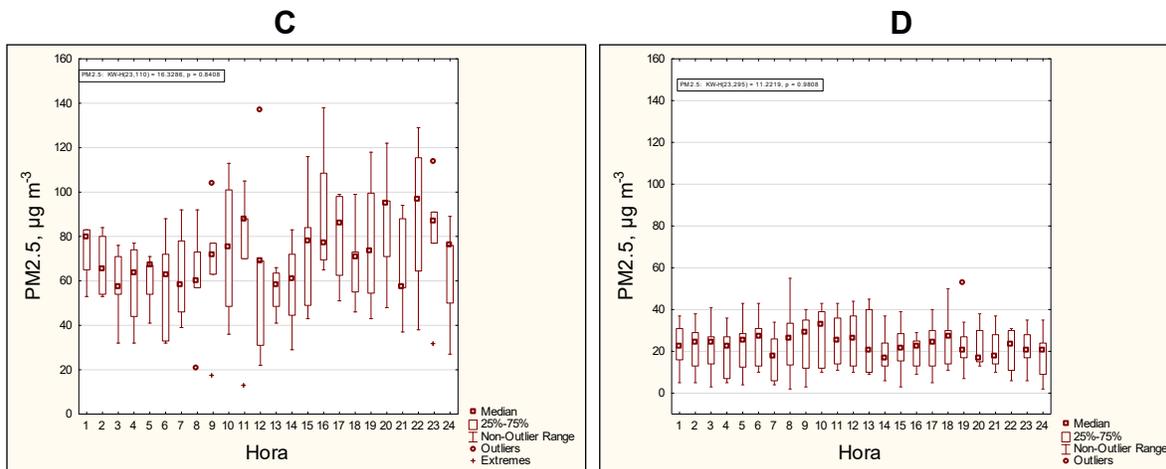
Esto provoca la liberación de los contaminantes atrapados en los primeros metros de la tropósfera, lo que produce la dilución de su concentración.



**Figura 36.** Distribución horaria del eicosanol. **A.** Periodo completo, N= 494 (Intervalo de medianas: 17-25), **B.** Pre-Incendios, N= 90 (Intervalo de medianas: 2-6), **C.** Incendios, N= 109 (Intervalo de medianas: 4-6), **D.** Post incendios, N= 295 (Intervalo de medianas: 10-15). Cuadros internos - medianas, cajas – 25 y 75 percentiles, barras – mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos.

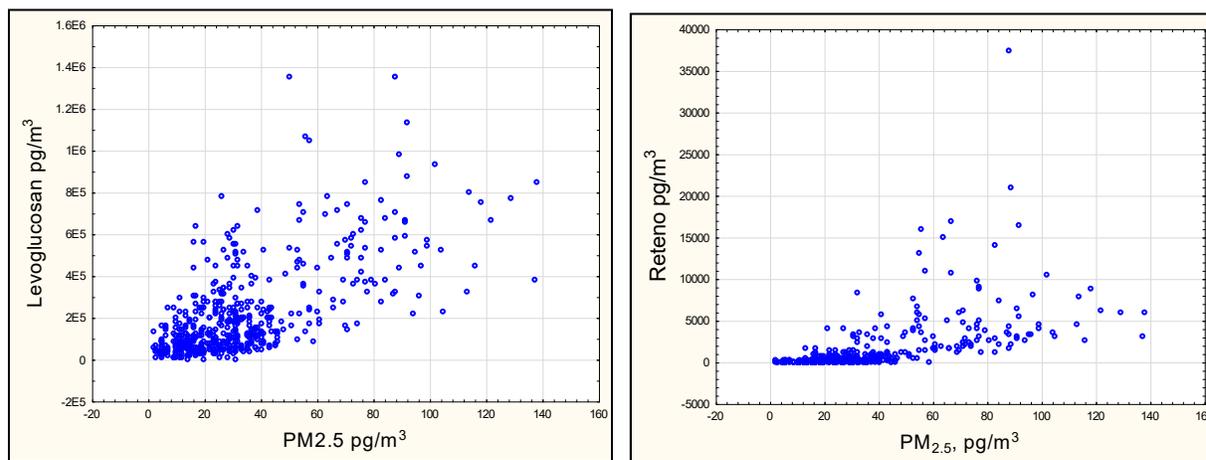
La **figura 38** muestra la variación horaria del eicosanol. En el periodo completo, se observaron mayores concentraciones durante la noche (10 pm a 6 am) y menores durante el día (KW,  $p < 0.05$ ), probablemente influenciado por la altura de la capa de mezcla, siendo mayor durante el día y menor en la noche (Burgos-Cuevas *et al.* 2021), lo que contribuyó a la dilución y el aumento de la concentración del eicosanol, respectivamente. En el periodo de pre-incendios se observaron dos máximos, uno en la mañana (7-9 am) y otro en la noche (9 pm), probablemente asociados con el fenómeno de resuspensión observado y explicado para el octadecanol. Para los otros dos periodos, la distribución horaria parece estar más bien relacionada con la altura de la capa de mezcla, como ya se explicó. Existen muy pocos estudios en el mundo relacionados con la determinación de alcoholes en el aire. Un estudio llevado a cabo en India mostró la presencia de alcoholes grasos, donde la mayoría de  $C_{16-32}$  fueron de origen biogénico (Kang *et al.* 2016). La mayor abundancia se encontró en el suelo, la biota marina y las ceras de las plantas superiores terrestres. La quema de biomasa también es otra fuente importante de alcoholes grasos, ácidos grasos y alcanos a la atmósfera. Los autores determinaron que la emisión era de las ceras epicuticulares de las plantas. Nuestros resultados concuerdan con lo observado en dicho estudio. Por otra parte, las  $PM_{2.5}$  no mostraron variabilidad horaria en todos los periodos (KW,  $p > 0.05$ ) (**Figura 39**).





**Figura 37.** Comportamiento horario de  $PM_{2.5}$ . **A.** Periodo completo,  $N=484$  (Intervalo de medianas:17-24), **B.** Pre-Incendios  $N= 90$  (Intervalo de medianas:2-6), **C.** Incendios  $N=105$  (Intervalo de medianas:3-5), **D.** Post incendios  $N= 289$  (Intervalo de medianas:10-15). Cuadros internos - medianas, cajas – 25 y 75 percentiles, barras – mínimo y máximo. Círculos – “outliers”, asteriscos – valores extremos.

La diferencia de los patrones de distribución horaria entre los alcoholes y las  $PM_{2.5}$ , sugieren que la concentración de las partículas no depende de su composición, ya que la distribución de los alcoholes puede o no ser similar a la de las partículas. Mientras que dodecanol y  $PM_{2.5}$ , no mostraron variabilidad durante las 24 h; pentadecanol, octadecanol y eicosanol, si la evidenciaron. La **figura 40** muestra las asociaciones entre  $PM_{2.5}$  con levoglucosan y reteno, indicando que el aporte de las  $PM_{2.5}$  al Valle de México fue principalmente por la quema de biomasa.



**Figura 38.** Correlación entre  $PM_{2.5}$  vs. levoglucosan (izquierda) y reteno (derecha).

## 8 CONCLUSIONES

Se empleó una novedosa tecnología para la especiación química de alcoholes en la fase particulada del aerosol orgánico atmosférico. Con alta resolución temporal y selectividad, empleando el TAG-CG-EM. Se evaluó el desempeño del equipo. Los valores instrumentales fueron adecuados para la determinación de las especies de interés. Se identificaron y cuantificaron 4 alcoholes: dodecanol, pentadecanol, octadecanol y eicosanol.

El pentadecanol no se asoció con el evento de quema de biomasa, probablemente se encuentre asociado con formación secundaria y/o transporte. La presencia asintótica del dodecanol sugirió un aporte continuo al sitio de muestreo, probablemente por alguna fuente fija de tipo industrial o de área. El octadecanol y el eicosanol se originaron por el evento de los incendios. Es probable que se hayan emitido a la atmósfera por un proceso de evaporación proveniente de la vegetación, sin embargo, el proceso por pirólisis de la biomasa puede ser otra ruta de emisión. Este estudio representa el primer esfuerzo en México para la determinación de alcoholes en  $PM_{2.5}$ , por lo que es necesario realizar más campañas de medición.

## 9 REFERENCIAS

- Abrams M., Johnson E., Miyanishi K. (2001). Forest Fires: Behavior and ecological effects. *Ecology*. 82, 260-266.
- Adler G., Flores J.M., Riziq A.A, Borrmann S., Rudich Y. (2011). Chemical, physical, and optical evolution of biomass burning aerosols: a case study. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 1492-1500.
- Amador-Muñoz O., Villalobos-Pietrini R., Agapito-Nadales M. C., Munive-Colín Z., Hernández-Mena L., Sánchez-Sandoval M., Gómez-Arrollo S., Bravo-Cabrera J. L.V., Guzmán-Rincón J. (2010). Solvent extracted organic matter and polycyclic aromatic hydrocarbons distributed in size-segregated airborne particles in a zone of México City: Seasonal behavior and human exposure. *Atmospheric Environment* 44, 122-130.
- Amador-Muñoz Omar, Martínez-Domínguez Y. Margarita, Reyes-Gutiérrez Jessica A., Franco-Hernández Alejandro I. (2020a). Especiación química horaria de aerosoles orgánicos atmosféricos. Caso de estudio: Análisis de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en PM<sub>2.5</sub>. Resultados de la campaña EQAA1, 2018. En: Informe de la Calidad del Aire 2018. Secretaría de Medio Ambiente del Gobierno de la Ciudad de México. Cap 6., Pp.117-132. ISBN9789283212324  
[http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/informe-anual-calidad-del\\_aire-2018.pdf](http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/informe-anual-calidad-del_aire-2018.pdf)
- Amador-Muñoz O., Martínez-Domínguez Y.M., Gómez-Arroyo S., Peralta O. (2020b). Current situation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in PM<sub>2.5</sub> in a receptor site in Mexico City and estimation of carcinogenic PAH by combining non- real-time and real-time measurement techniques. *Science of the Total Environment* 703, 134526.
- Amador-Muñoz Omar, Martínez-Domínguez Y. Margarita, García-Ibarra A., Lira-González E., Hernández-López E.A. (2022). Compuestos orgánicos marcadores de la quema de biomasa. Resultados de la campaña EQAA2. En: Informe de la Calidad del Aire 2019. Secretaría de Medio Ambiente del Gobierno de la Ciudad de México. Cap 7. 149-161.  
<http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/informe-anual-calidad-del-aire-2019.pdf>
- Andreae M.O, Merlet P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles*.15, 955-966.
- Andreae M.O. (2007). Atmosphere: Aerosols Before Pollution. *Science* 315, 50-51.
- Andreae, M.O., Rosenfeld Y D. (2008). Aerosol-cloud-precipitation interactions. Part 1. The nature and sources of cloud-active aerosols. *Earth-Science Reviews*. 89, 13-41.

ATSDR (2021). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Division of Toxicology and Health Human Science. Obtenido de: [http://www.astdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es\\_tfacts69.pdf](http://www.astdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts69.pdf) Fecha de consulta: 17 junio de 2021

Barik A., Azmi S., Karmakar A., Soumendranath C. (2018). Antibacterial activity of long-chain primary alcohols from '*Solena amplexicaulis*' leaves. *Proceedings of the Zoological Society. Springer India* 71, 313–319.

Bhattarai H., Saikawa E., Wan X., Zhu H., Ram K., Gao S., Kang S., Zhang Q., Zhang Y, Wu G., Wang X., Kawamura K., Fu P,C. (2019). Levoglucosan as a tracer of biomass burning: Recent progress and perspectives. *Atmospheric Research* 220, 20-33.

Blacet F.E. (1952). Photochemistry in the lower atmosphere. *Industrial & Engineering Chemistry* 44, 1339-1342.

Boucher O. (2015). Atmospheric Aerosols: properties and climate impacts. *Springer* 8, 9-24.

Bruice P.Y. (2008). Química Orgánica (5ª ed., Vol. 1) Pearson Educación.

Burgos A., Adams D., García J., Ruiz A. (2021). A Seasonal climatology of the México City atmospheric boundary layer. *Springer Nature* 180, 131-154.

Calvert J., Mellouki J., Orlando F., Michael P., Timothy W. (2011). The mechanisms of atmospheric oxidation of the oxigenantes. Oxford Academic, 96-120.

Calvo A.I., Alves C., Castro A., Pont V., Vicente A.M., Fraile R. (2013). Research on aerosol sources and chemical composition: Past, current, and emerging issues. *Atmospheric Research*. 120, 1-28.

Chen J., Li C., Ristovski Z., Milic A., Gu Y., Mohammad I., Wang S., Hao J., Zhang H., He C., Guo H., Fu H., Miljevic B., Morawska L., Thai P., Fat Y., Pereira G., Aijun D., Huang X., Dumka C. (2017). A review of biomass burning: Emissions and impacts on air. Quality, health, and climate in China. *Science Total Environment* 579, 1000-1034.

Colmenar I., Martin P., Cabañas B., Salgado S., Tapia A. (2020). Atmospheric fate of a series of saturated alcohols: kinetic and mechanistic study. *Atmospheric Chemistry and Physics* 20, 699–720.

CONAFOR (2019). Programa Nacional de Manejo de fuego, Cierre 2019. [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/522446/Cierre de la Temporada 2019.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/522446/Cierre_de_la_Temporada_2019.pdf)

Department of Ecology State of Washington. (2015). New air quality monitors in Sunnyside. Yakima Regional Clean Air Agency and Washington Department of Ecology to upgrade air monitors. Washington, Yakima. Recuperado el 6 de mayo de 2023, de <http://www.ecy.wa.gov/news/2015/113.html>

- Deshmukh D.K., Kawamura K., Gupta T., Haque M.M., Zhang Y.L., Singh D.K. Tsai Y.I. (2019). High loadings of water-soluble oxalic acid and related compounds in PM<sub>2.5</sub> aerosols in eastern central India: Influence of biomass burning and photochemical processing. *Aerosol and Atmospheric Chemistry* 19, 2625-2644.
- Doughty D., Hill S. (2017). Automated aerosol Raman spectrometer for semicontinuous sampling of atmospheric aerosol. *Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer*. 188, 103-117.
- Eldon E, Brandley S. (2010). Environmental science: A study of interrelationships. 12, 365-390.
- EPA (2010). Environmental Protection Agency. Integrated science assessment for particulate matter compendium of methods for the determination of inorganic compounds in ambient air. EPA/600/R-08/139F
- EPA (2020). Environmental Protection Agency, Supporting Information for Low-Priority Substance 1-Octadecanol. 15-33.
- Evyugina M., Vicente D., Vicente A., Nunes T., Lucarelli F., Giulia C., Nava S., Blanco C., Calvo A., Castro A., Fraile R., Oduber F., Cerqueira M., Alves C. (2021). Air quality and particulate matter speciation in a beauty salon and surrounding outdoor environment: Exploratory study. *Atmospheric Pollution Research* 12, 1-14.
- Finlayson P., Pitts J. (1986). Fundamentals and experimental techniques. *Atmospheric chemistry*. 109, 22-31.
- Finlayson P., Pitts J. (2000). Chemistry of the upper and lower atmosphere. Academic Press. San Diego California, EUA. Pp. 6-7.
- Goncalves C., Alves C., Fernandes A., Monteiro C., Tarelho L., Evtyugina M., Pio C. (2011). Organic compounds in PM<sub>2.5</sub> emitted from fireplace and woodstove combustion of typical Portuguese wood species. *Atmospheric Environment* 45, 4533-4545.
- Hernández, J. F. (2017). Implicancias de las interacciones no covalentes en la dinámica de colisiones entre el radical OH alcoholes. Tesis de Doctorado, INFIQC, p. 4.
- Hinds W. (1982). Aerosol Technology. Properties, behavior, and measurement of airborne particles. Wiley Interscience. 424.
- IPCC (2007). Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104.
- Jain R, Zengdi C, Doman J. (2016). Environmental Impact of Mining and Mineral Processing. Management, Monitoring, and Auditing Strategies. 13-15.
- Götz G., Mészáros E., Vali G., Akademiai K., Hungary P. (1991). Atmospheric particles and nuclei. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*. 274, 551-560.

- Kang M., Fu P., Aggarwal G., Kumar S., Zhao Y., Sun Y., Wang Z. (2016). Size distributions of n-alkanes, fatty acids, and fatty alcohols in springtime aerosols from New Delhi, India. *Environmental Pollution* 219, 957-966.
- Kim K., Kabir E., Kabir S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International* 74, 136–143.
- Kreisberg N., Hering S., Williams B., Worton D., Goldstein A. (2009). Quantification of hourly speciated organic compounds in atmospheric aerosols, measured by an in situ thermal desorption aerosol gas chromatograph (TAG). *Aerosol Science and Technology* 43, 38–52.
- LGEEPA (2016), Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. <https://www.gob.mx/profepa/documentos/ley-general-del-equilibrio-ecologico-y-la-proteccion-al-ambiente-63043>
- Manahan S.E. (2007). Environmental Chemistry. 7, 115-140. Lewis Publishers
- Levy H. (1971). Normal atmosphere: large radical and formaldehyde concentrations predicted. *Science* 173, 141-143.
- Martínez-Domínguez Y. M. (2020). Especiación química del aerosol orgánico con alta resolución temporal (TAG-CG-EM). Tesis de maestría, Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, UNAM. 185 p.
- McMurry J. (2012). *Química Orgánica*, México DF, México: Thomson Editores. 8ed.
- Mellouki A., Wallington T., Chen J. (2015). Atmospheric chemistry of oxygenated volatile organic compounds (OVOCs): Impacts on air quality and climate. *chemical reviews. American Chemical Society*. 10, 3984–4014.
- Michoud V., Hallems E., Chiappini L., Leoz-Garziandia E., Colomb A., Dusanter S., Fronval I., Gheusi F., Jaffrezo J., Léonardis T., Locoge N., Marchand N., Sauvage S., Sciare J., Doussin J. (2021). Molecular characterization of gaseous and particulate oxygenated compounds at a remote site in Cape Corsica in the western Mediterranean Basin. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 21, 8067–8088.
- Miller J.C. y Miller J.N. (2002). Statistics for analytical chemistry. 3a Edición. Ellis Horwood PTR, Prentice Hall, Nueva York, 223 p.
- Milic A., Mallet D., Cravigan T., Alroe J., Ristovski Z., Selleck P., Lawson J., Ward J., Desservettaz M., Paton C., Williams L., Keywood M., Miljevic B. (2017). Biomass burning and biogenic aerosols in northern Australia during the SAFIRED campaign. *Atmospheric Chemistry and Physics* 17, 3945–396.
- Miyazaki Y., Gowda D., Tachibana E., Takahashi Y., Hiura T. (2019). Identification of secondary fatty alcohols in atmospheric aerosols in temperate forests. *Biogeosciences* 16, 2181–2188.
- Moldoveanu C., David V. (2019). Derivatization methods in GC and GC/MS. Gas chromatography - derivatization, sample preparation application. *IntechOpen* 41 20-35.

- Morawska L., Thomas S., Jamriska M., Johnson G. (1999). The modality of particle size distributions of environmental aerosols. *Atmospheric Environment* 33, 4401-4411.
- Morton O., Garza R., Hernández E., Amador O., García M., Ordoñez S., Beramendi L., Santos G., Miranda J., Rosas I. (2018). Reconocimiento de la importancia de las fuentes geogénicas en el contenido de metales en PM<sub>2.5</sub> recolectado en el área Metropolitana de la Ciudad de México.
- Moya M., Castro T., Zepeda M., Baez A. (2003). Characterization of size differentiated inorganic composition of aerosol in México City. *Atmospheric Environment* 37, 3581–3591.
- National Center for Biotechnology Information (2021). PubChem Compound Summary for CID 12404, 1-Eicosanol. Retrieved March 20, 2021, from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/1-Eicosanol>.
- National Center for Biotechnology Information (2021). PubChem Annotation Record for 1-DODECANOL, Source: Hazardous Substances Data Bank (HSDB). Retrieved March 19, 2021, from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/1075>.
- National Center for Biotechnology Information (2021). PubChem Compound Summary for CID 68171, 1-Hexacosanol. Retrieved March 20, 2021 from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/1-Hexacosanol>.
- OMS (2022). Organización Mundial de la Salud. Contaminación del aire ambiente (exterior). [Calidad del aire ambiente \(exterior\) y salud \(who.int\)](https://www.who.int/air-quality)
- NOM-020-SSA1-2021. Norma Oficial Mexicana. Salud ambiental. Valor límite permisible para la concentración de ozono (O<sub>3</sub>) en el aire ambiente y criterios para su evaluación. Secretaria de Salud.
- NOM-021-SSA1-2021. Norma Oficial Mexicana. Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente con respecto al monóxido de carbono (CO). Valor permisible para la concentración de monóxido de carbono (CO) en el aire ambiente como medida de protección a la salud de la población. Secretaria de Salud.
- NOM-022-SSA1-2019. Norma Oficial Mexicana. Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto al dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>). Valor normado para la concentración de dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. Secretaria de Salud.
- NOM-023-SSA1-2021. Norma Oficial Mexicana. Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente con respecto al bióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>). Valor normado para la concentración de bióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) en el aire ambiente como medida de protección a la salud de la población. Secretaria de Salud NOM-025-SSA1-2021. Norma Oficial Mexicana. Salud ambiental. Valores límites permisibles para la concentración de partículas suspendidas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> en el aire ambiente y criterios para su evaluación. Secretaria de Salud

- NOM-026-SSA1-2021. Norma Oficial Mexicana. Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto al plomo (Pb). Valor normado para la concentración de plomo (Pb) en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. Secretaria de Salud.
- NOM-165-SEMARNAT-2013. Establece la lista de sustancias sujetas a reporte de competencia federal, para el Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes, sus criterios técnicos y umbrales de reporte. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://www.gob.mx/profepa/documentos/norma-oficial-mexicana-nom-165-semarnat-2013>
- Oros D., Simoneit B. (2001). Identification and emission factors of molecular tracers in organic aerosols from biomass burning part 1. temperate climate conifers. *Applied Geochemistry* 16, 1545-1565.
- Otto A., Shunthirasingham C., Simpson M. (2005). A comparison of plant and microbial biomarkers in grassland soils from the Prairie Ecozone of Canada. *Organic Geochemistry* 36, 425-448.
- Pöschl U. (2005). Atmospheric aerosols: Composition, transformation, climate, and health effects. *Angewandte Chemie International Edition* 44, 7520–7540.
- ProAire-ZMVM (2021-2030). Programa de Gestión para Mejorar la Calidad del Aire de la Zona Metropolitana del Valle de México (ProAire ZMVM 2021- 2030). SEDEMA, SMAGEM, SEMARNATH y SEMARNAT. Ciudad de México Diciembre, 2021.
- Quino I., Ramos O., Guisbert E. (2007). Determinación del límite de detección instrumental (LDI) y Límite de cuantificación instrumental (LCI) en elementos traza de agua subterránea. *Revista Boliviana de Química* 24, 5.
- Ramdahl T. (1983). Retene-a molecular marker of wood combustion in ambient air. *Nature* 306, 580-582.
- Reid J., Christopher S., Koppmann R., Dubovik O., Eleuterio D., Holben B., Zhang J. (2005). A review of biomass burning emissions part III: intensive optical properties of biomass burning particles. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 5, 827-849
- Seinfeld J.H., Pandis S.N. (2006). Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. Second edition. U.S.A.
- Shell-Global (2019). *"NEODOL Alcohols and Ethyloxolates"*. *Archived* from the original on 2019-08-24. Retrieved 2019-08-23
- Shen G., Tao S., Wei S., Zhang Y., Wang R., Wang B., Li W., Shen H., Huang Y., Yang Y., Wang W., Wang X., Massey S. (2012). Retene emission from residential solid fuels in china and evaluation of retene as unique marker for soft wood combustion. *Environmental Science & Technology* 46, 4666-4672.

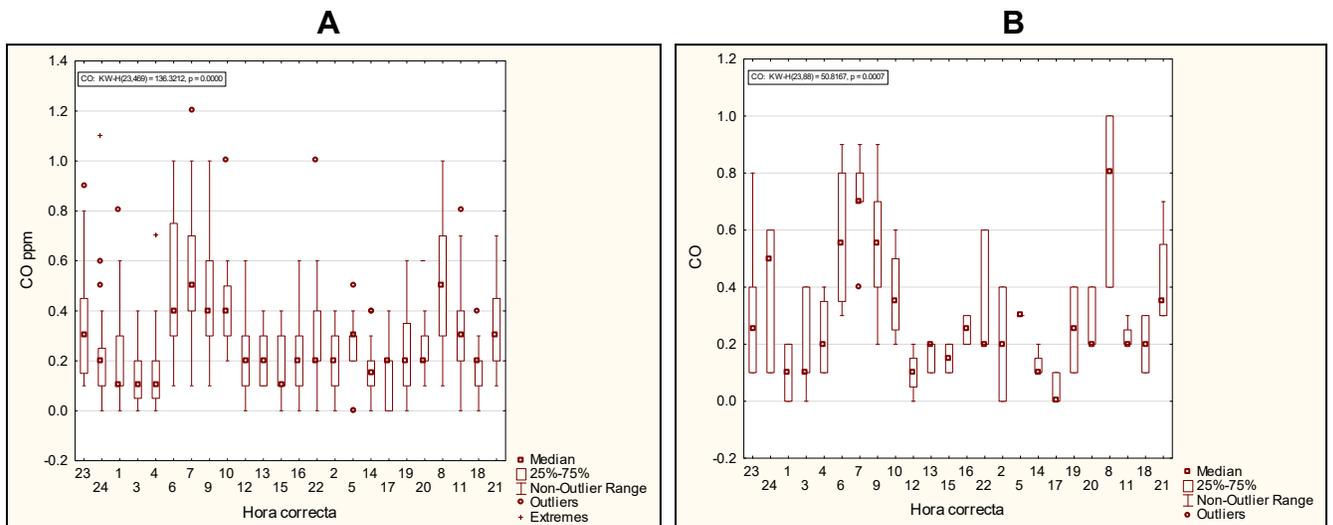
- Souw P., Luftmann H., Rehm J. (1977). Oxidation of *n*-alkanes by citric acid producing *Candida* spp. *European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology* 3, 289–301. [doi:10.1007/BF01263329](https://doi.org/10.1007/BF01263329). S2CID 43536146
- Tomasi C., Lupi A. (2016). Primary and secondary sources of atmospheric aerosol. *Atmospheric Aerosols: Life Cycles and Effects on Air Quality and Climate*, 1–86.
- USEPA (2019). U.S. Environmental Protection Agency. Dossier for Candidate Low-Priority Substance 1-Eicosanol (CASRN 629-96-9) For Release at Proposal. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100XZFN.PDF?Dockkey=P100XZFN.PDF>. Revisado en junio 15, 2023.
- USEPA (2020). U.S. El impacto del dióxido de nitrógeno en la calidad del aire interior. El impacto del dióxido de nitrógeno en la calidad del aire interior | US EPA Revisado en julio 20, 2023.
- USEPA (2022). U.S. Environmental Protection Agency Particulate Matter (PM) basics. <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics#effects>. Revisado en junio 15, 2023.
- Venkatesan K., Srinivasan K.V. (2008). A novel stereoselective synthesis of pachastrissamine (jaspine B) starting from 1-pentadecanol, *Tetrahedron: Asymmetry*, 19 209–215
- Vlachokostas, Ch., Nastis, SA, Achillas, Ch. et al. (2010). Economic damages of ozone air pollution to crops using combined air quality and GIS modelling. *Atmospheric Environment*. 44, 3352-3361.
- Vincent G., Kubler C., Mirabel P., Pauli G., Millet M. (2007). Sampling and analysis of quaternary ammonium compounds (QACs) traces in indoor atmosphere. *Environmental Monitoring and Assessment* 133, 25-30.
- Wade L.G. Jr. (2004). *Química Orgánica*, México, DF, México: Prentice Hall Hispanoamericana 303.
- Wang G., Kawamura K., Lee S., Ho K., Cao J. (2006). Molecular, seasonal, and spatial distributions of organic aerosols from fourteen Chinese cities. *Environmental Science & Technology* 40, 4619-4629.
- Williams B., Jayne J., Lambe A., Hohaus T., Kimmel J., Sueper D., Brooks W., Williams L., Trimborn A., Martinez R., Hayes P., Jimenes J., Kreisberg N., Hering S., Worton D., Goldstein A., Worsnop D. (2014). The first combined thermal desorption aerosol gas chromatograph—aerosol mass spectrometer (TAGAMS). *Aerosol Science and Technology* 48, 358–370.

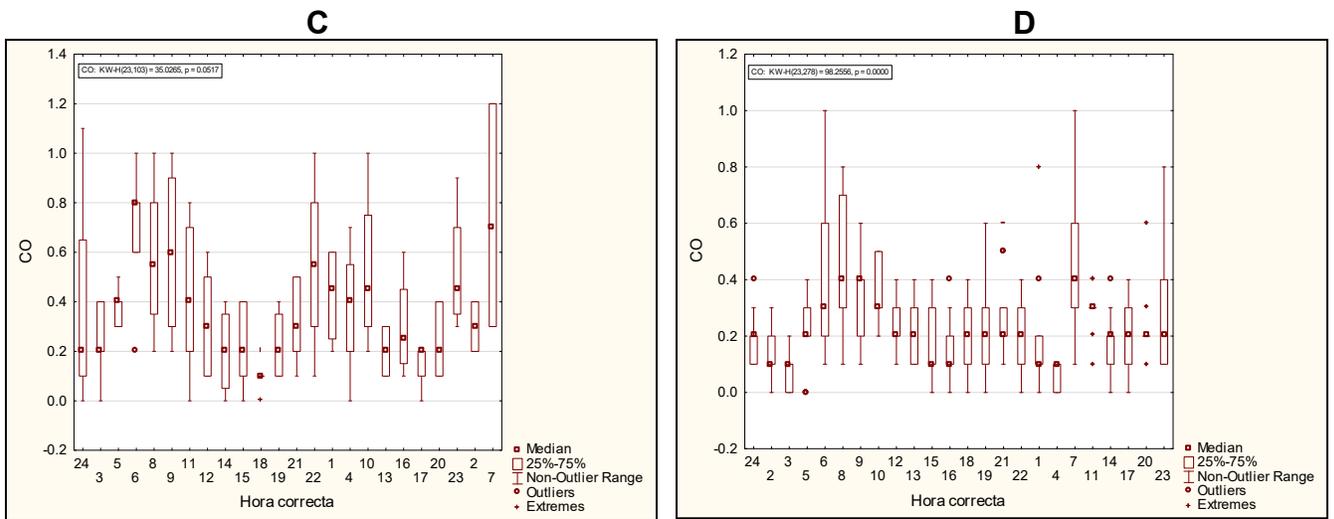
- Wilson W. E. y Suh H. H (1997). Fine and coarse particles: concentration relationship relevant to epidemiological studies. *Journal of the Air & Waste Management Association* 47, 1238-1249.
- Whitby K.J. (1978). The physical characteristics of sulfur aerosol. *Atmospheric Environment* 12, 135-159.
- WHO (2014). 7 million deaths annually linked to air pollution. *Cent. Eur. J. Public. Health* 22, 53–59. <https://www.who.int/news/item/25-03-2014-7-million-premature-deaths-annually-linked-to-air-pollution>.
- Wnorowski Andrzej, Tardif Mylaine, Harnish David, Poole Gary, Chiu Chung (2006). Correction of analytical results for recovery: Determination of PAH s in ambient air, soil, and diesel emission control samples by isotope dilution gas chromatography-mass spectrometry. *Polycyclic Aromatic Compounds*. 26, 313-329.
- Yang X., Zhang W., Fan J., Yu J., Zhao H. (2018). Transfers of embodied PM<sub>2.5</sub> emissions from and to the North China region based on a multiregional input-output model. *Environmental Pollution* 235, 381-393.
- Zhou W., Shi W., Du X., Han Y., Tang Y., Ri S., Ju K., Kim T., Huang L., Zhang W., Yu Y., Tian D., Yu Y., Chen L., Wu Z., Liu G. (2023). Assessment of nonalcoholic fatty liver disease symptoms and gut-liver axis status in zebrafish after exposure polystyrene microplastics and oxytetracycline, alone and in combination. *Environmental Health Perspectives* 131, 114-118.

# 10 MATERIAL COMPLEMENTARIO

## 10.1 ANEXO A. Variación horaria de los contaminantes criterio

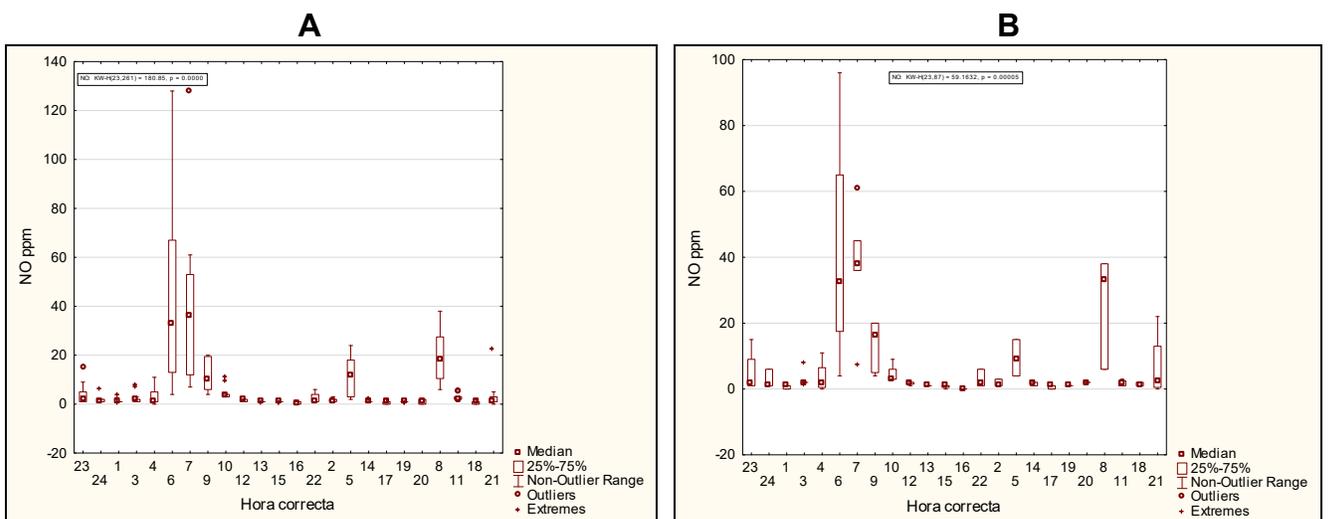
La figura A.1. muestra la variación horaria del monóxido de carbono, durante el periodo de muestreo. Durante el evento de incendio, se aprecia un comportamiento cíclico muy marcado, el cual es consistente con la producción de este compuesto debido a que, cuando los combustibles a base de carbono se queman de manera ineficiente, se produce este gas.

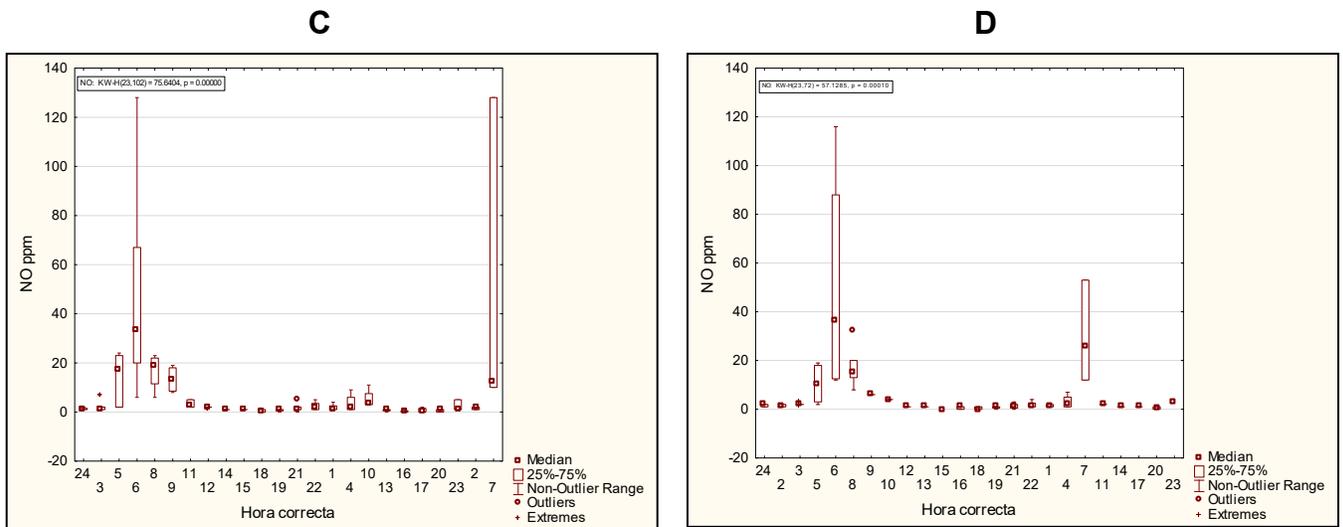




**Figura A.1.** Comportamiento horario del CO. **A.** Todo el periodo N= 484 (Intervalo: 17-24), **B.** Pre-Incendios N=90 (Intervalo: 2-6), **C.** Incendios N=105 (Intervalo: 3-5), **D.** Post incendios N=289 (Intervalo:10-15).

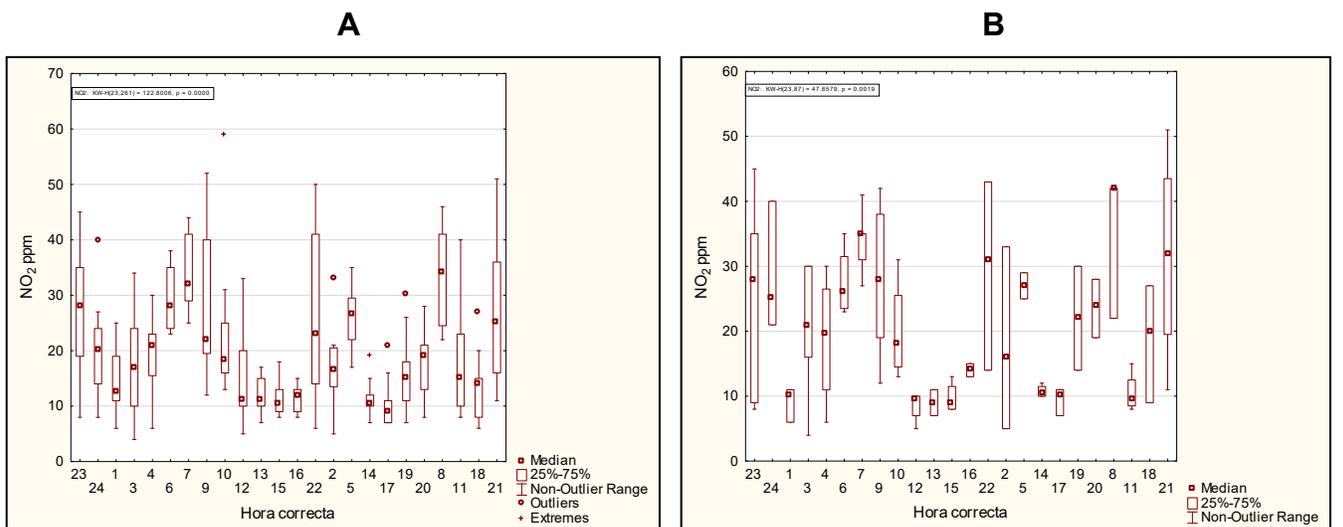
La **figura A.2** muestra la variación horaria del monóxido de nitrógeno. Igual que el CO presentó variabilidad horaria en los periodos evaluados ( $p < 0.05$ ), lo que explica las diferencias entre sus medianas. La concentración es muy similar durante el muestreo, excepto para algunos casos aislados durante horario diurno.

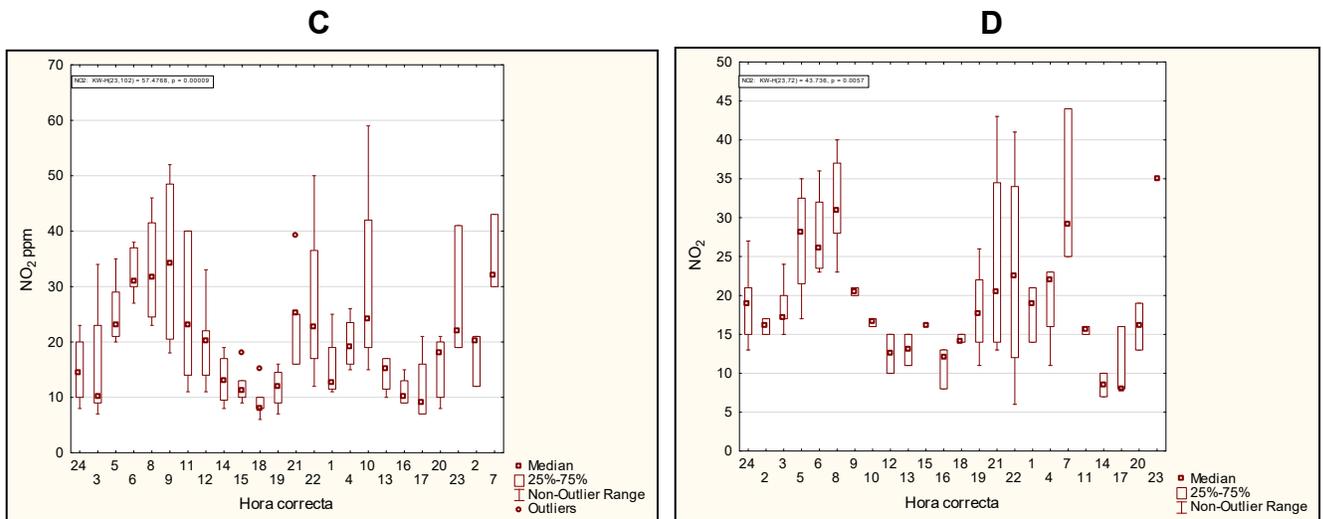




**Figura A.2.** Comportamiento horario del NO. **A.** Todo el periodo N= 412 (Intervalo:2-24), **B.** Pre-Incendios N= 90 (Intervalo:2-6), **C.** Incendios N= 105 (Intervalo:3-5), **D.** Post incendios N= 277 (Intervalo:2-15).

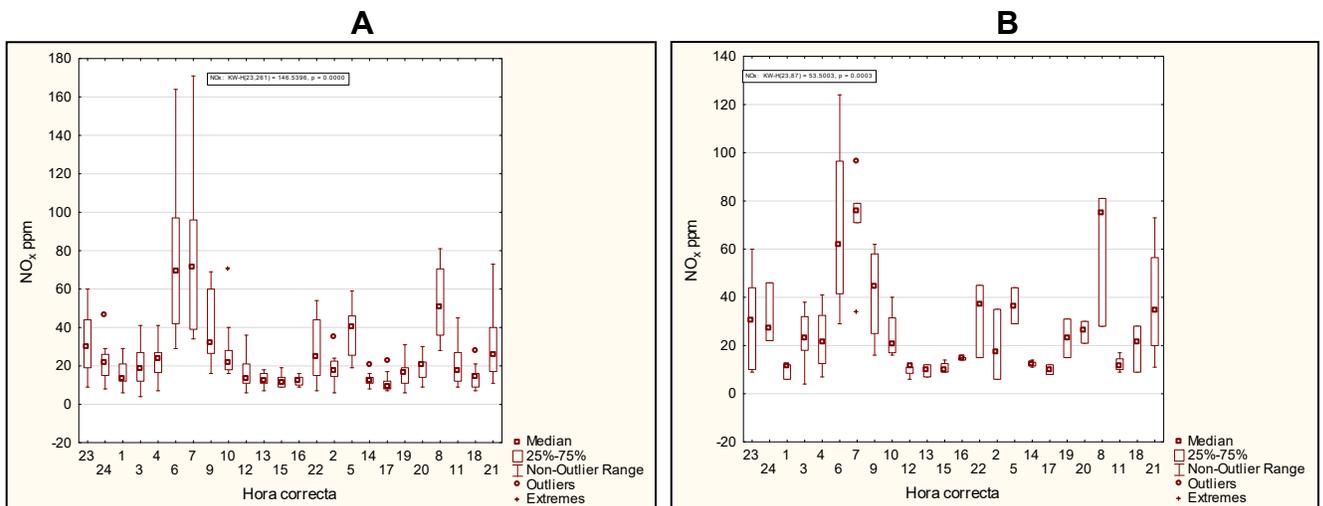
La **figura A.3.** muestra la variación horaria del dióxido de nitrógeno, en los cuatro periodos evaluados. De igual manera, se observa un comportamiento cíclico evidente durante todo el muestreo y la concentración es bastante semejante en los dos casos. Lo anterior, es consistente con el hecho de que el NO<sub>2</sub> es un gas que se emite a la atmosfera a partir de quema de combustible y centrales eléctricas principalmente (USEPA 2020).

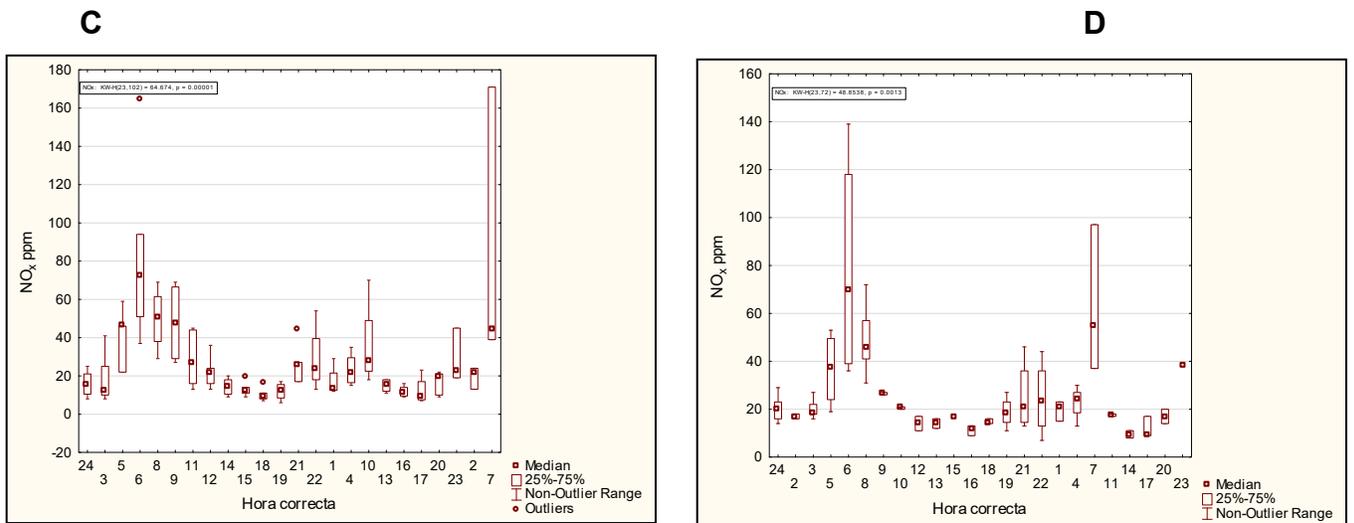




**Figura A.3.** Comportamiento horario del NO<sub>2</sub>. **A.** Todo el periodo N=484 (Intervalo: 17-24), **B.** Pre-Incendios N= 90 (Intervalo: 2-6), **C.** Incendios N= 105 (Intervalo:4-5), **D.** Post incendios N=289 (Intervalo:10-15).

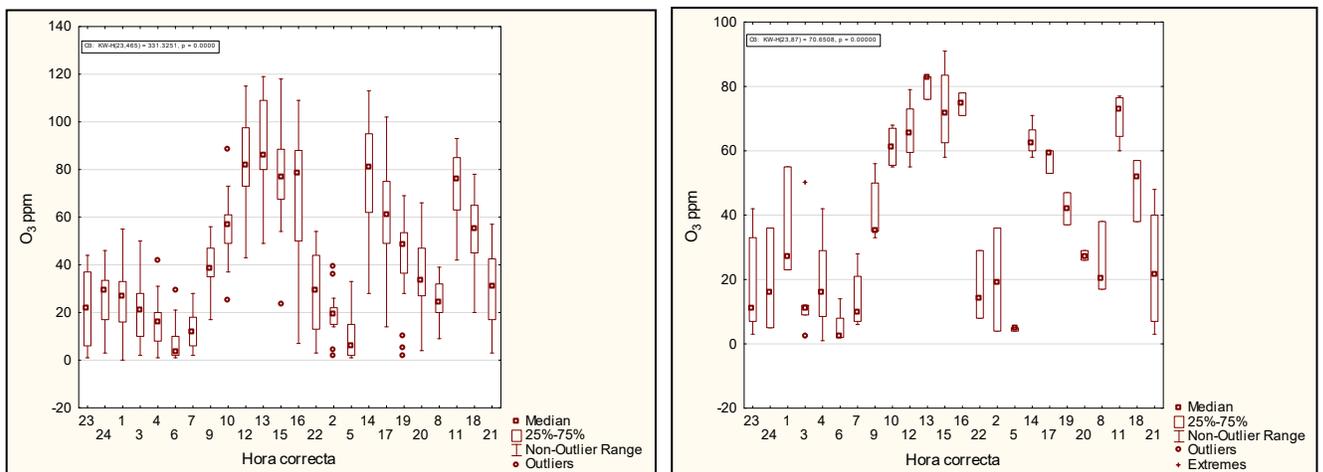
La **figura A.4.** muestra la variación horaria de las especies NO<sub>x</sub>. Igual que el NO<sub>2</sub> presenta variabilidad horaria para los periodos evaluados y también presenta un comportamiento cíclico. Para este caso si hay diferencia ( $p < 0.05$ ) en las concentraciones de manera intra horaria, lo que representa las marcadas diferencias de emisiones durante el día, pues también, estos gases provienen de fuentes móviles, centrales eléctricas y calderas, incineradores, turbinas de gas, fábricas de hierro, cemento, vidrio, etc. (USEPA 1999).

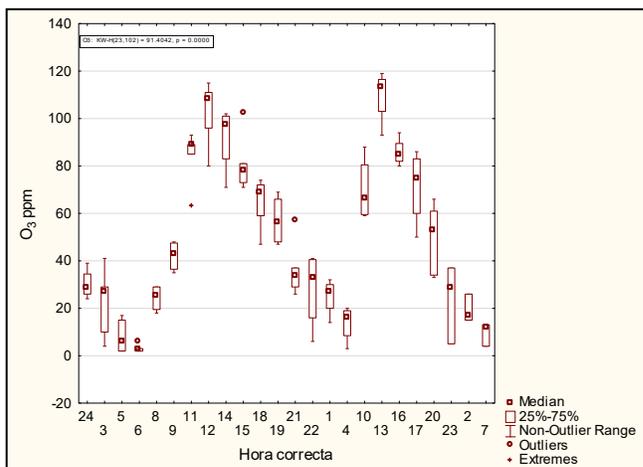
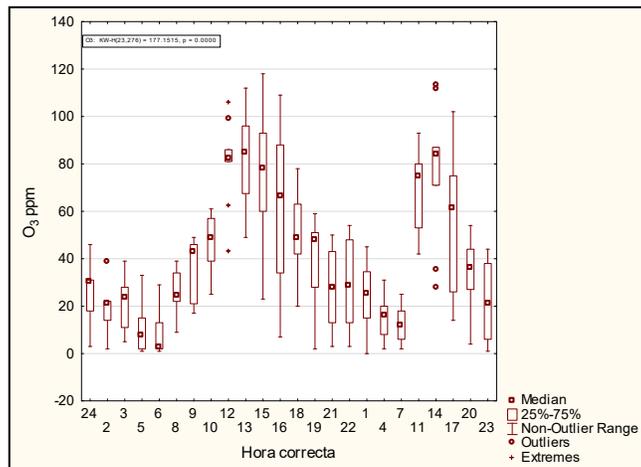




**Figura A.4.** Comportamiento horario del NO<sub>x</sub>. **A.** Todo el periodo N= 484 (Intervalo:17-24), **B.** Pre-Incendios N= 90 (Intervalo:2-6), **C.** Incendios N=105 (Intervalo:4-5), **D.** Post incendios N=289 (Intervalo:10-15).

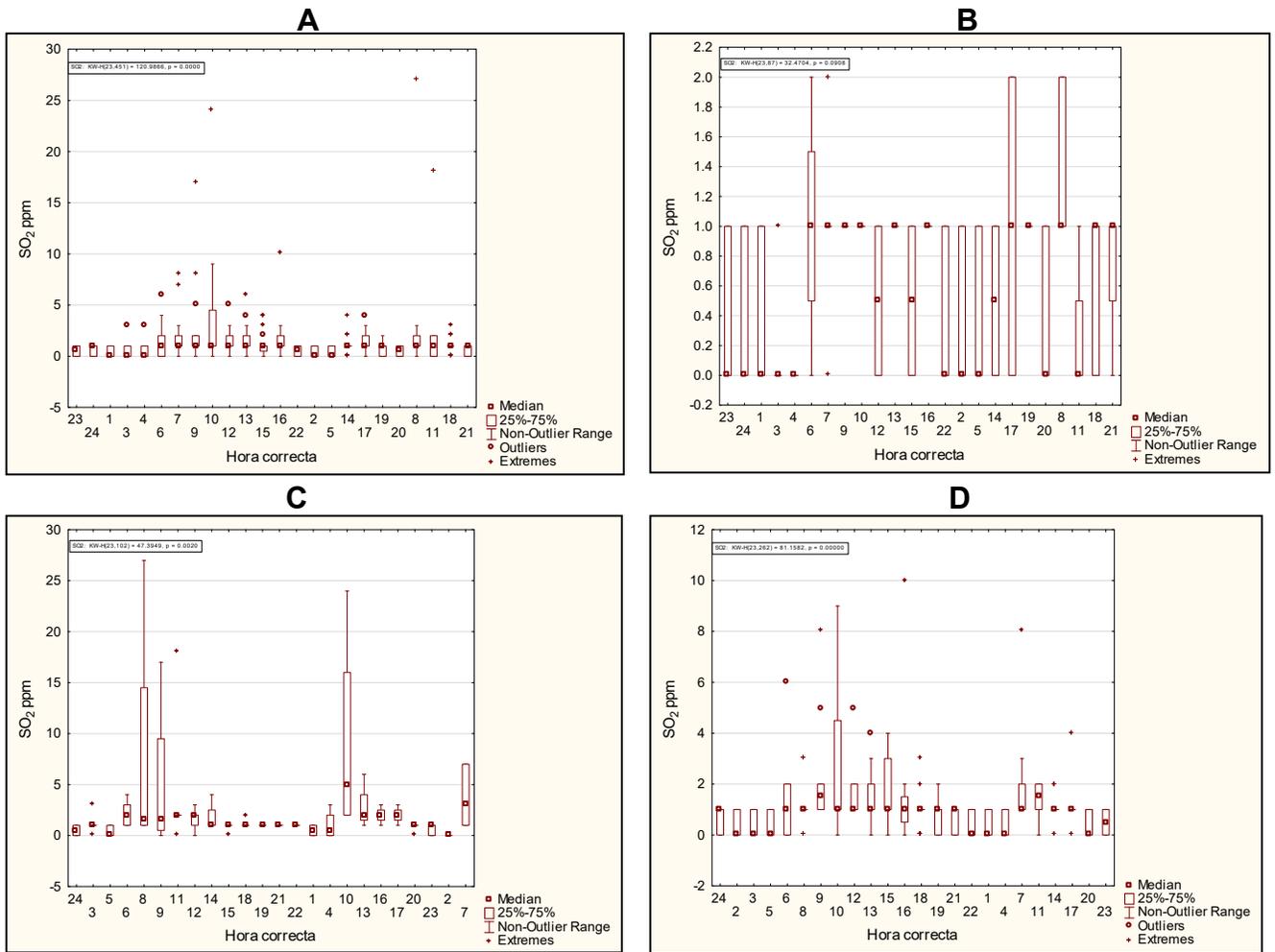
La **figura A.5.** muestra la variación horaria del ozono, en los periodos de muestreo. Se observa variabilidad horaria para los cuatro periodos, por lo que sus medianas son diferentes ( $p < 0.05$ ), también muestra un comportamiento cíclico. Las concentraciones oscilan aproximadamente en el mismo rango y la diferencia intra horaria está sumamente marcada. El comportamiento del ozono es consistente con los óxidos de nitrógeno, al ser un contaminante secundario que se forma a partir de estos y de los compuestos orgánicos volátiles, esta formación es mayoritariamente fotoquímica por lo que incrementa su concentración durante el día. (Vlachokostas 2010)



**C****D**

**Figura A.5.** Comportamiento horario del O<sub>3</sub>. **A.** Todo el periodo N= 484 (Intervalo:17-24), **B.** Pre-Incendios N= 90 (Intervalo:2-6), **C.** Incendios N= 119 (Intervalo:3-5), **D.** Post incendios N= 289 (Intervalo:10-15).

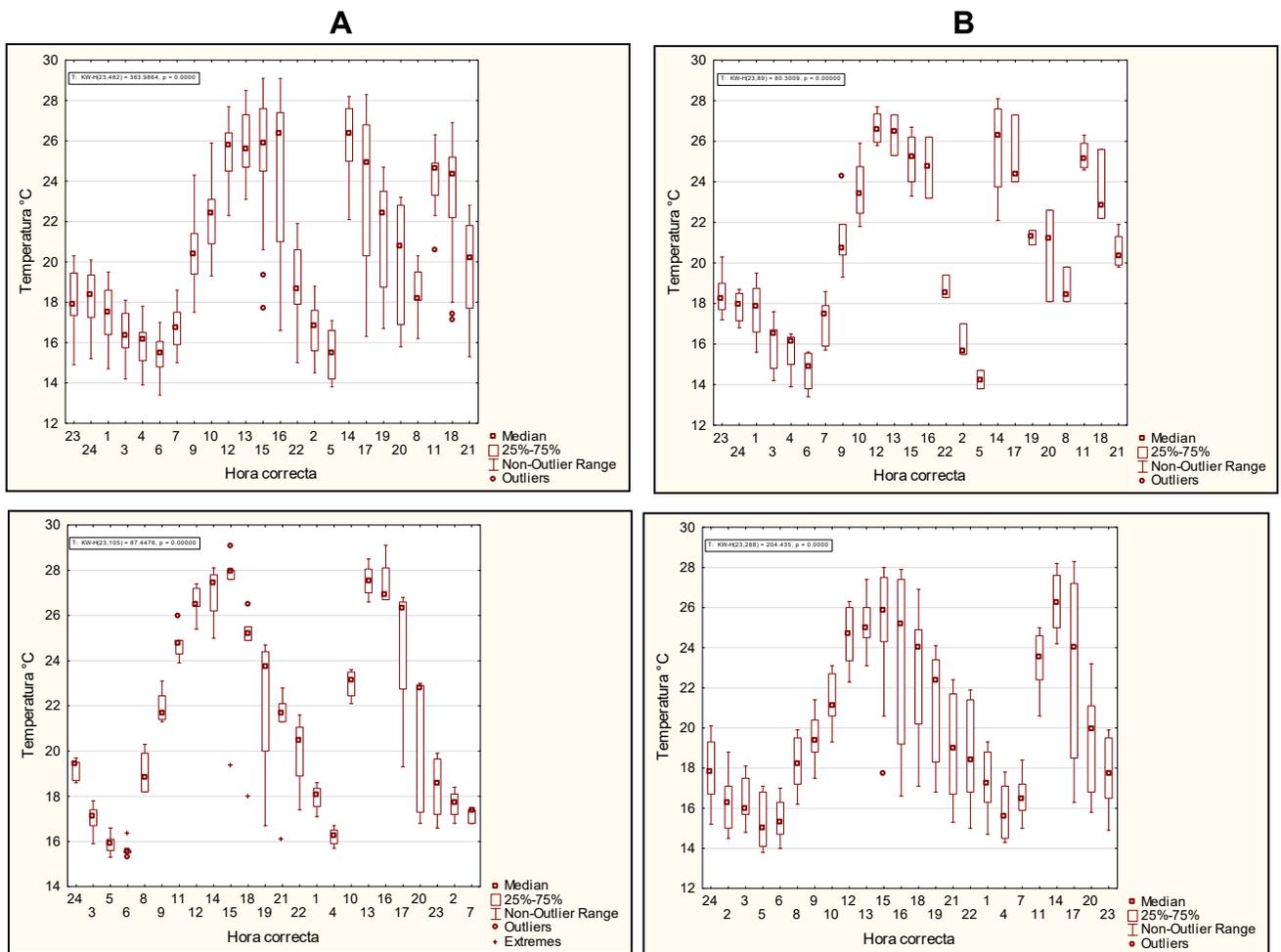
La **figura A.6.** representa la variación horaria del dióxido de azufre. No presentó una variabilidad horaria muy marcada en el periodo de no incendios ( $p > 0.05$ ) y prácticamente se aprecian medianas iguales, caso contrario con el periodo de incendios, dónde si hay variabilidad horaria ( $p < 0.05$ ) y las medianas distan mucho entre sí. La concentración en periodo de incendios casi se duplicó con respecto al otro periodo, lo que fortalece el hecho de que este compuesto proviene de una variedad de fuentes naturales y antropogénicas. Las principales fuentes antropogénicas son la quema de carbono o quema de biomasa, así como la calefacción de centrales eléctricas, fundición de metales y calderas industriales. (Jain *et al.* 2016).



**Figura A.6.** Comportamiento horario del SO<sub>2</sub>. **A.** Todo el periodo N= 484 (Intervalo:17-24), **B.** Pre-Incendios N= 90 (Intervalo:2-6), **C.** Incendios N= 105 (Intervalo:3-5), **D.** Post incendios N=289 (Intervalo:10-15).

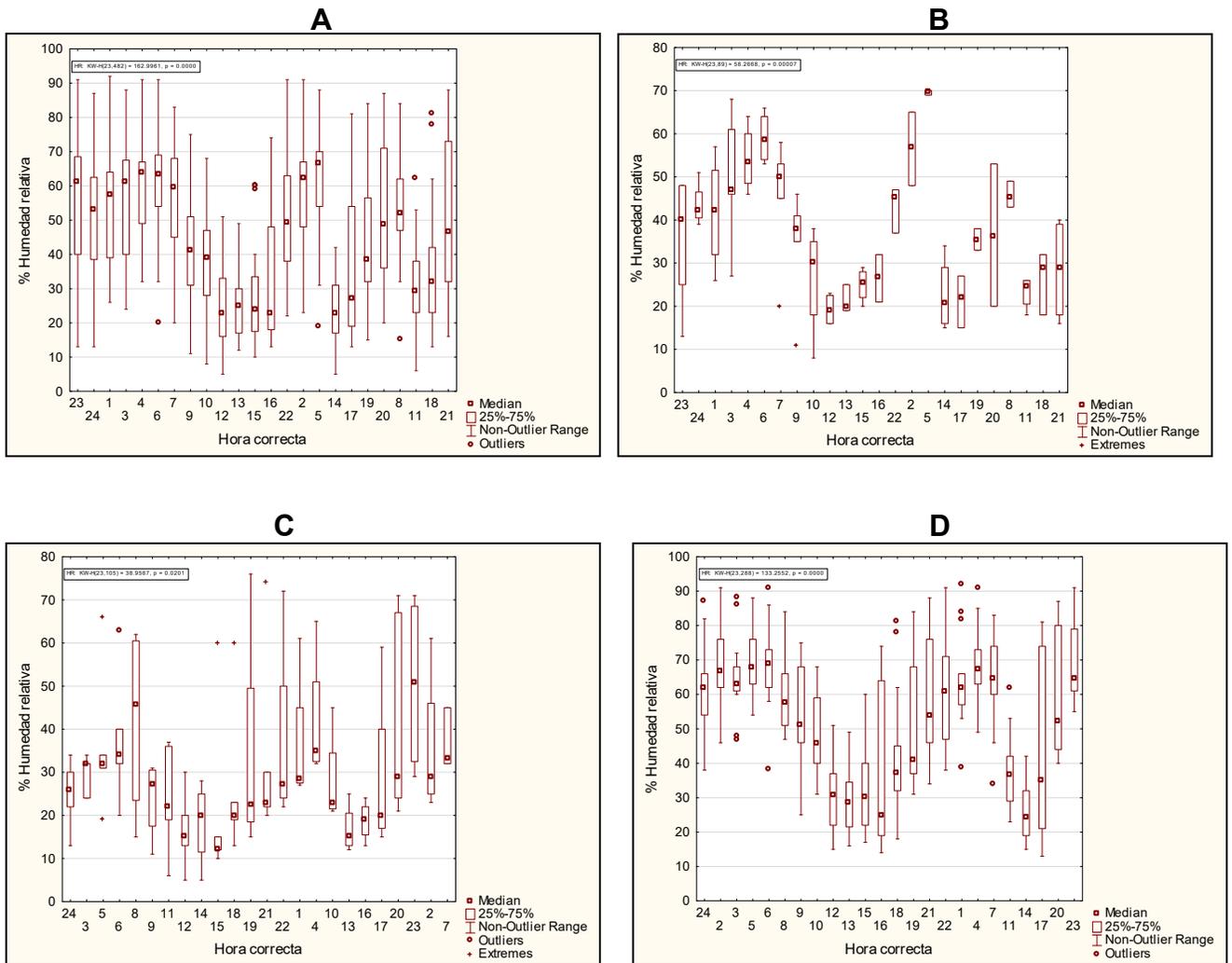
## 10.2 ANEXO B. Variación horaria de los parámetros meteorológicos

La **figura B.1.** muestra el comportamiento horario de la temperatura para ambos periodos y para este caso presentó variabilidad horaria en periodo de no incendios y periodo de incendios. ( $p < 0.05$ ). La temperatura fue muy similar en ambos casos y la variabilidad intra horaria fue muy grande para ambos periodos, lo que es consistente con los fenómenos de radiación solar durante el día.



**Figura B.1.** Comportamiento horario de la Temperatura. **A.** Todo el periodo N= 484 (Intervalo:17-24), **B.** Pre-Incendios N=90 (Intervalo:2-6), **C.** Incendios N=105 (Intervalo:3-5), **D.** Post incendios N=289 (Intervalo:10-15).

La **figura B.2.** muestra el comportamiento horario de la humedad para ambos periodos y para este caso presentó variabilidad horaria en periodo de no incendios y periodo de incendios. ( $p < 0.05$ ). Para este caso, la humedad tiene un comportamiento cíclico en los dos periodos y también presentaron variabilidad intra horaria.



**Figura B.2** Comportamiento horario de la Humedad relativa. **A.** Todo el periodo  $N=484$  (Intervalo:17-24), **B.** Pre-Incendios  $N=90$  (Intervalo:2-6), **C.** Incendios  $N=105$  (Intervalo:3-5), **D.** Post incendios  $N=289$  (Intervalo:10-15).

# 11 PRODUCTOS ACADÉMICOS

## 11.1 Congreso nacional y primer lugar

The certificate is a rectangular document with a white background and a yellow banner at the top. It features logos for AMQA, UAdeC, and the Universidad Autónoma de Coahuila. The text is in Spanish, announcing the award of first place to Erika González-Lira for her poster presentation at a national congress. The certificate is signed by the president of AMQA and the director of the chemistry faculty at UAdeC.

**AMQA**  
ASOCIACIÓN MEXICANA DE QUÍMICA ANALÍTICA A.C.

**UAdeC**  
Dirección de Asuntos Académicos

**Universidad Autónoma de Coahuila**

**XXXIII**  
CONGRESO NACIONAL DE QUÍMICA ANALÍTICA

**XXIII**  
SIMPOSIO ESTUDIANTIL

**CONSTANCIA**

**A: Erika González-Lira**

Por su haber obtenido el **1er Lugar** por la presentación del trabajo de tipo **Cártel** titulada: **“Determinación de alcoholes en el aire: comparación entre un periodo regular vs evento por quema de biomasa.”**

Lo anterior en el marco de las actividades del **XXIII Congreso Nacional de Química Analítica** y **XXIII Simposio Estudiantil** realizado del 9 al 11 de junio de 2021 a través de la plataforma **Microsoft Teams de la Universidad Autónoma de Coahuila.**

Saltillo, Coahuila. 11 de junio de 2021

**Dra. María Teresa Ramírez Silva**  
Presidenta Asociación Mexicana de Química Analítica

**Dr. Gerardo de Jesús Sosa Santillán**  
Director Facultad de Ciencias Químicas UAdeC

## 11.2 Capítulo 7, pp. 149-162, en el informe anual de calidad del aire de SEDEMA.

<http://www.aire.df.gob.mx/default.php>



### CAPÍTULO 7

#### ESPECIACIÓN QUÍMICA HORARIA DEL AEROSOL ORGÁNICO ATMOSFÉRICO

#### AEROSOL ORGÁNICO ATMOSFÉRICO

**COMPUESTOS ORGÁNICOS MARCADORES DE LA QUEMA DE BIOMASA. RESULTADOS DE LA CAMPAÑA EQAA2**

Elaborado por: Amador-Muñoz Omar\*, Martínez-Domínguez Y. Margarita, García-Ibarra Alberto, Lira-González Erika, Hernández-López A.-Enrique. *Grupo de Especiación Química de Aerosoles Orgánicos Atmosféricos, ICAYCC-UNAM,*

libre de residuos agrícolas, la quema de madera para cocinar y para calefacción. Es fuente importante de gases al aire – incluyendo aquellos de efecto invernadero – y de partículas con una composición compleja principalmente a base de carbono. Se ha observado que es una importante emisora de carbono negro y material orgánico con diferentes estados de oxidación (Dissanayake et al. 2017; Ashjed et al. 2018). La quema