

PERFILES DE EMISIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES DE VEHÍCULOS AUTOMOTORES EN TÚNELES DE MONTERREY Y GUANAJUATO, MÉXICO

Emission profiles of volatile organic compounds from motor vehicles in tunnels of Monterrey and Guanajuato, Mexico

Miguel MAGAÑA-REYES¹, Jorge Luis PALMA-JAIMES², Víctor Hugo PÁRAMO-FIGUEROA¹, Salvador BLANCO-JIMÉNEZ¹, Claudia Adriana MARTÍNEZ-REYES² y Violeta MUGICA-ÁLVAREZ^{2*}

¹ Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Boulevard Adolfo Ruiz Cortines 4209, Colonia Jardines en la Montaña, 14210 Ciudad de México, México.

² Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, Av. San Pablo 420, Colonia Nueva El Rosario, 02128 Ciudad de México, México.

*Autora para correspondencia: vma@azc.uam.mx

(Recibido: agosto de 2025; aceptado: abril de 2026)

Palabras clave: ozono, reactividad incremental, emisiones vehiculares, aerosoles orgánicos secundarios, hidrocarburos.

RESUMEN

Este estudio evaluó los perfiles de emisión de compuestos orgánicos volátiles (COV) de vehículos a gasolina en dos túneles urbanos de México: uno ubicado en Monterrey y otro en Guanajuato. Se realizaron campañas de muestreo utilizando recipientes para muestreo de aire y se analizaron 56 COV mediante cromatografía de gases, de acuerdo con los métodos TO-14A y TO-15 de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, por su sigla en inglés). Se identificó una alta presencia de hidrocarburos aromáticos y alcanos, siendo el tolueno, el isopentano, los xilenos y el etileno los compuestos dominantes. Las diferencias con un estudio previo en el túnel de Monterrey sugieren cambios en la calidad de los combustibles, en la composición del parque vehicular y en la tecnología automotriz de los autos nuevos. El cálculo del potencial de formación de ozono (PFO) mostró que los aromáticos son los principales precursores de ozono, al igual que en la formación de aerosoles orgánicos secundarios. Los alquenos y los aromáticos más reactivos (especialmente el etileno y los xilenos) fueron los principales contribuyentes a la reactividad del radical hidroxilo (kOH), lo que evidencia su papel central en la fotoquímica atmosférica. La actualización de los perfiles de COV vehiculares incrementa el conocimiento y comprensión de la contribución de dichas emisiones en la formación de ozono y pueden utilizarse en modelos fotoquímicos de pronóstico y diagnóstico de este contaminante secundario. Asimismo, este trabajo refuerza la importancia de los estudios en túneles como herramienta para caracterizar las emisiones vehiculares en condiciones reales de manejo y orientar estrategias de control de emisiones a la atmósfera.

Key words: ozone, incremental reactivity, vehicular emissions, secondary organic aerosols, hydrocarbons.

ABSTRACT

This study evaluated the emission profiles of light-duty vehicle-derived volatile organic compounds (VOCs) in two urban tunnels in Mexico, one located in Monterrey and the other in Guanajuato. Sampling campaigns were conducted using canisters, and

56 VOCs were analyzed by gas chromatography following the United States Environmental Protection Agency (EPA) Methods TO-14A and TO-15. A high presence of aromatic hydrocarbons and alkanes was identified, with toluene, isopentane, xylenes, and ethylene being the dominant compounds. The estimation of ozone formation potential (OFP) using maximum incremental reactivity factors showed that aromatic compounds are the main ozone precursors and key contributors to the formation of secondary organic aerosols. Temporal variations were identified relative to a previous study conducted in the same tunnel in Monterrey, suggesting changes in fuel quality, vehicle fleet composition, and possibly in tunnel ventilation. In addition, the hydroxyl radical reactivity (k_{OH}) of each species and the total reactivity in both tunnels were determined. The most reactive alkenes and aromatics (especially ethylene and xylenes) were the main contributors to k_{OH} , highlighting their central role in the atmospheric photochemistry. The measurements presented here update the profiles of vehicular VOC emissions, increasing knowledge and understanding of the contribution of exhaust emissions to ozone formation, as they can be used in photochemical models for forecasting and diagnosing this secondary pollutant. Likewise, this work reinforces the importance of tunnel studies as a tool for characterizing vehicular emissions under real driving conditions and guiding atmospheric emission control strategies.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica se ha convertido en un tema primordial a nivel mundial debido a los impactos que tiene en la salud humana y en los ecosistemas (Lovett et al. 2009, Sharma et al. 2013, Manisalidis et al. 2020, Ma et al. 2021). Entre los contaminantes que impactan la salud se encuentran los compuestos orgánicos volátiles (COV), constituidos principalmente por carbono e hidrógeno, aunque pueden incluir otros elementos como oxígeno, nitrógeno y azufre. Entre las afectaciones que los COV producen en el ambiente destaca su papel como precursores en la formación de ozono (O_3) en presencia de luz solar y óxidos de nitrógeno; estas involucran complejas reacciones fotoquímicas que incluyen la generación de radicales libres que compiten por el óxido nítrico (NO) con el O_3 , provocando que este último se acumule (Atkinson 2000, Sun et al. 2016, Wu et al. 2017, Li et al. 2020). La contaminación por O_3 provoca irritación en vías respiratorias y ojos, y agrava enfermedades respiratorias preexistentes (Nuvolone et al. 2018, Zhang et al. 2019). En las principales zonas urbanas mexicanas como la Ciudad de México (CDMX), Monterrey y Guadalajara, se excede con frecuencia la norma de ozono, principalmente entre marzo y junio cuando se incrementan las emisiones de COV por las altas temperaturas (Cerón-Bretón et al. 2015, Jaimes-Palomera et al. 2016, Hernández-Paniagua et al. 2017).

Sin embargo, no todos los COV presentan la misma reactividad química en la atmósfera, porque reaccionan a diferentes velocidades con el radical hidroxilo (OH); por ello, para cuantificar el impacto

relativo de cada COV en la formación y acumulación de O_3 se utiliza la escala de reactividad incremental (MIR, por su sigla en inglés), desarrollada por Carter (1994, 2009). La producción de O_3 en la troposfera es no lineal y puede tener dos tipos de régimen: limitado por óxidos de nitrógeno (NO_x), cuando se incrementa al aumentar estos compuestos, o limitado por COV, cuando aumenta con las emisiones de estas especies. Para evaluar si una región es sensible a NO_x o COV, se emplean distintos modelos, ya que cada uno captura dimensiones diferentes del sistema. Los modelos de transporte-químico, como CMAQ, CAMx y CHIMERE, permiten analizar la formación de O_3 considerando la meteorología y la química en detalle, pero dependen de inventarios completos y de una alta demanda computacional. En contraste, métodos empíricos como EKMA y los gráficos de isopletras O_3 - NO_x -COV ofrecen una lectura rápida de la sensibilidad del sistema, aunque con menor resolución (Mazzuca et al. 2016, Han et al. 2018, Kuo y Fu, 2023). Por ello, se recomienda el uso complementario de ambos enfoques para obtener un diagnóstico más robusto. Por ejemplo, la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) ha sido identificada como región sensible a COV; por lo tanto, debe procurarse la reducción de estos compuestos para disminuir de manera efectiva las concentraciones de O_3 (Peralta et al. 2021, Akther et al. 2025).

Además de ser precursores de la formación del ozono troposférico, los COV también son precursores de la formación de aerosoles orgánicos secundarios (AOS), ya que pueden oxidarse en la atmósfera, formando compuestos con baja presión de vapor que se

adsorben en las partículas atmosféricas y contribuyen al incremento de la concentración de partículas finas (Atkinson 2000, Sun et al. 2016). Por ello, se han determinado factores de potencial de formación de aerosol orgánico secundario relativos al tolueno en algunos COV (Derwent et al. 2010).

Entre las diversas fuentes emisoras de COV están las fuentes móviles, principalmente en las grandes ciudades por la quema y evaporación de los combustibles, que emiten compuestos tóxicos como los BTEX: benceno (clasificado como carcinógeno por la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer [IARC]), tolueno (especie neurotóxica y mutagénica), etilbenceno y xilenos (Adamović et al. 2013, Bolden et al. 2015, Saunio et al. 2016, Macedo et al. 2017, Muda et al. 2023).

Para determinar la composición y los perfiles de las emisiones vehiculares, se utilizan diferentes métodos: pruebas en dinamómetro, mediciones en carretera y estudios en túnel, entre otros (Song et al. 2020, Fang et al. 2021, Hata et al. 2022). Estos últimos tienen la ventaja de determinar el promedio de las emisiones de un gran número de vehículos durante el manejo en tráfico real (Stemmler et al. 2005, Hung-Lung et al. 2007) y de aislar las emisiones vehiculares de otras fuentes, ya que estas no se ven afectadas por la degradación fotoquímica (Mugica et al. 1998, Zhang et al. 2018). Sin embargo, dentro del túnel suelen registrarse velocidades de cruce relativamente constantes y no se reproducen algunas condiciones reales de conducción, como el ralenti prolongado, el frenado y el arranque frecuentes, las aceleraciones bruscas o los arranques en frío, que contribuyen a las emisiones de COV. Por ello, los perfiles de emisión obtenidos no reflejan fielmente las condiciones reales de operación de la flota vehicular.

El objetivo de este trabajo fue caracterizar y comparar los perfiles de emisión de COV generados por vehículos automotores a gasolina que circulan en los túneles de Monterrey y Guanajuato, para comprender la variación de las emisiones vehiculares en entornos con condiciones físicas y dinámicas de tráfico distintas, así como determinar el potencial de formación de ozono y de aerosoles orgánicos secundarios que pueden generar las emisiones vehiculares. La hipótesis fue que los perfiles químicos observados reflejan diferencias sistemáticas atribuibles a factores locales, como la altitud, el tipo predominante de combustible, las características del túnel, los patrones generales de circulación, la flota vehicular, etc., que permitirán distinguir las emisiones representativas de cada sitio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de muestreo

Se muestrearon túneles para identificar los COV emitidos por vehículos a gasolina.

Túnel Loma Larga en Monterrey

Este túnel une los municipios de Monterrey y San Pedro Garza García. En 2025 se modificó su nombre a Agustín Basave. Está constituido por dos túneles paralelos de 532 m de longitud, de tres carriles y un sendero peatonal cada uno, con recorrido de aproximadamente 5 min, uno en dirección norte-sur y el otro sur-norte (**Fig. 1**). Se encuentra en el Eje Metropolitano 11 ($25^{\circ} 39' 32.1''$ N, $100^{\circ} 20' 11.2''$ O), a 1.5 km del sitio donde se tomó una muestra ambiental que sirvió de referencia ($25^{\circ} 40' 23.0''$ N, $100^{\circ} 20' 32.6''$ O).



Fig. 1. Ubicación del túnel Loma Larga en Monterrey, Nuevo León, México. El punto amarillo indica el sitio de las muestras ambientales (El Obispaño). Fuente: elaboración propia con el programa QGIS a partir de imágenes de Google Maps (GM 2026a).

Túnel El Barretero en Guanajuato

Se encuentra en el municipio de Guanajuato. Es uno de los 23 túneles subterráneos que conforman una red de más de 9 km. Mide 815 m de longitud en dirección oeste-este y cuenta con un sendero peatonal con un recorrido de aproximadamente 9 min (**Fig. 2**). Se encuentra entre la Glorieta Monumento a Cervantes y la avenida Paseo de la Presa ($21^{\circ} 00' 39.0''$ N, $101^{\circ} 15' 16.7''$ O), a 600 m del sitio ($21^{\circ} 00' 60.0''$ N, $101^{\circ} 15' 14.2''$ O), donde se tomaron muestras ambientales como referencia.



Fig. 2. Ubicación del túnel El Barretero, Guanajuato, Guanajuato, México. El punto amarillo indica el sitio de las muestras ambientales (Plaza de la Paz). Fuente: elaboración propia con el programa QGIS a partir de imágenes de Google Maps (GM 2026b).

Muestreo de compuestos orgánicos volátiles

Se utilizaron recipientes para muestreo de aire SUMMA de acero inoxidable de 6 L. Las muestras de Monterrey fueron tomadas durante la primavera del 2018, mientras que en Guanajuato se tomaron durante el verano del mismo año. En ambos casos se muestreó entre las 07:00 y las 10:00 a.m. (con mayor flujo vehicular). El recorrido a lo largo del túnel de Monterrey duró 3 min a una velocidad de 10.6 km/h con los carriles completamente llenos; el tránsito de autobuses, carga pesada y motocicletas no está permitido, pero se registró el paso ocasional de algunos de estos vehículos, siendo la cantidad inferior a 30,

tanto para motocicletas como para carga pesada, por lo que su impacto se consideró despreciable frente a los cerca de 6000 vehículos a gasolina estimados por hora. Durante tres días consecutivos en cada túnel, se realizaron muestreos instantáneos (3 min) e integrados (con flujo de $8.33 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$ durante 2 h). Se tomaron muestras a la entrada del túnel, a la mitad y, en el caso de Guanajuato, a lo largo del eje longitudinal del túnel; es decir, se abrió el recipiente para muestreo y se recorrió el túnel, cerrándolo al final del mismo, ya que en sistemas de ventilación pasiva como los túneles, las concentraciones observan el siguiente patrón: $[\text{mitad}] > [\text{a lo largo}] > [\text{entrada}]$. El tiempo de recorrido fue de 4.1 min a una velocidad promedio de 12 km/h, y se estimó que durante el muestreo circularon alrededor de 3700 vehículos por hora. Aunque no se permite la entrada a vehículos pesados ni a motocicletas, hubo presencia esporádica de estas últimas. Con el fin de eliminar ruido de fondo asociado a fuentes externas y asegurar que el perfil reflejara solamente las emisiones vehiculares, se restaron las concentraciones medidas en la entrada del túnel de aquellas obtenidas a la mitad del túnel, como sugieren diversos autores (Hsu et al. 2001, Gertler et al. 2002, Grosjean y Grosjean 2002, Ho et al. 2009).

Los muestreos se describen en el **cuadro I**: 30 en Monterrey (seis ambientales) y 24 en Guanajuato (seis ambientales).

Análisis de compuestos orgánicos volátiles

Las muestras se analizaron mediante un cromatógrafo de gases con detector de ionización de flama

CUADRO I. RELACIÓN DE MUESTREOS EN LOS TÚNELES DE MONTERREY Y GUANAJUATO, Y MUESTRAS AMBIENTALES DE REFERENCIA.

Túnel	Tipo de muestreo	Posición	Dirección	Número de muestras
Loma Larga, Monterrey	Instantánea	Mitad	N-S	3 (1 × día)
			S-N	3 (1 × día)
	Integrada	Entrada	N-S	3 (1 × día)
			S-N	3 (1 × día)
		Mitad	N-S	6 (2 × día)
			S-N	6 (2 × día)
El Barretero, Guanajuato	Instantánea	De fondo	NA	6 (2 × día)
			NA	6 (2 × día)
	Integrada	A lo largo	O-E	6 (2 × día)
			O-E	6 (2 × día)
		Entrada	O-E	6 (2 × día)
			O-E	6 (2 × día)

NA: no aplica.

(GC-FID, HP 6890 Series Plus, Agilent), de acuerdo con el protocolo TO-14A de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) y con un cromatógrafo de gases (6890N, Agilent) acoplado a un espectrómetro de masas GC-MS (5975B, Agilent), de acuerdo con el protocolo TO-15 de la EPA (USEPA 1999a, b). Ambos cuentan con un sistema de preconcentración criogénica ENTECH 7100A, que utiliza nitrógeno líquido de ultra alta pureza para enriquecer las muestras mediante un método de micropurga y trampa. Se inyectaron 400 mL de la muestra y se hicieron pasar a través de trampas criogénicas, donde se adsorbieron los COV a $-150\text{ }^{\circ}\text{C}$. Posteriormente, se desorbieron a $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ a un volumen menor (40 mL) para concentrarlos (INECC 2018, Palma-Jaimes 2018, Mugica-Álvarez et al. 2020). El GC-FID utilizó una columna GS-ALUMINA (30 m, 0.53 mm de diámetro interno) y el GC-MS una columna GS-GasPRO (60 m $\times$ 0.32 mm $\times$ 1.0 μm); el gas portador fue helio. Se cuantificaron 56 COV (**Cuadro II**).

Control de calidad (QA/QC)

Antes de la toma de muestras, los recipientes para muestreo de aire se calentaron y se purgaron al vacío con un sistema ENTECH (Modelo 3000, Entech Instruments). Tres blancos, consistentes en recipientes llenados con nitrógeno de ultra alta pureza, se procesaron en las mismas condiciones que las muestras para verificar la ausencia de contaminación, evaluar el ruido de fondo instrumental y asegurar la integridad del procedimiento cromatográfico.

La calibración del GC-FID se realizó con estándar certificado de una mezcla de 58 COV (PAMS J58, Sumitomo Seika Chemicals, Osaka, Japón) y se prepararon curvas de calibración con nitrógeno (99.995 %) utilizando un diluyente de gas dinámico que mostró una elevada linealidad, exactitud y precisión ($R^2 > 0.99$). Los límites de cuantificación variaron de 0.43 ppbV para el isobutano a 1.09 ppbV para el propano y el propileno.

La calibración del cromatógrafo GC-MS, se realizó con un patrón certificado de una mezcla de

CUADRO II. COMPUESTOS ANALIZADOS EN EL PRESENTE ESTUDIO.

Saturados		Insaturados		Aromáticos	Porcentajes de recuperación (%)
Alcanos	Porcentajes de recuperación (%)	Alquenos	Porcentajes de recuperación (%)		
Etano	94.64	Etileno	92.55	Benceno	120.31
Propano	98.79	Propileno	106.12	Tolueno	131.45
Isobutano	104.22	1-Buteno	83.85	Etilbenceno	90.50
Butano	109.38	Trans-2-buteno	88.03	p-Xileno	95.00
Isopentano	83.82	Cis-2-buteno	89.48	m-Xileno	95.00
n-Pentano	92.70	1-Penteno	97.77	Estireno	88.00
2,2-Dimetilbutano	96.08	Trans-2-penteno	101.32	o-Xileno	87.30
2,3-Dimetilbutano	87.18	Isopreno	112.61	Isopropilbenceno	121.39
Ciclopentano	90.60	Cis-2-penteno	101.72	n-Propilbenceno	122.97
2/3-Metilpentano	105.40	1-Hexeno	90.48	1-Etil-4-metilbenceno	129.72
n-Hexano	120.80	Alquinos	Porcentajes de recuperación (%)	1-Etil-3-metilbenceno	125.51
2,4-Dimetilpentano	94.28		94.04	1,3,5-Trimetilbenceno	84.10
Metilciclopentano	104.87	Acetileno		1-Etil-2-metilbenceno	127.25
2-Metilhexano	99.91			1,2,4-Trimetilbenceno	86.50
Ciclohexano	101.74			1,2,3-Trimetilbenceno	130.78
2,3-Dimetilpentano	106.26			1,3-Dietilbenceno	138.16
3-Metilhexano	98.44			1,4-Dietilbenceno	141.66
2,2,4-Trimetilpentano	111.65				
n-Heptano	99.29				
Metilciclohexano	120.75				
2,3,4-Trimetilpentano	99.91				
2-Metilheptano	105.11				
3-Metilheptano	103.90				
n-Octano	103.58				
n-Nonano	116.57				
n-Decano	97.75				
n-Undecano	111.30				

gases con 62 COV (Linde Spectra Environmental Gases). Los límites de cuantificación variaron de 0.19 ppbV para el cis-2-penteno a 0.77 ppbV para el n-decano en el estudio de Monterrey, mientras que en Guanajuato variaron de 0.19 ppbV para el cis-2-penteno a 0.86 ppbV para el tolueno. En ambos casos, se tuvo alta linealidad, exactitud y precisión ($R^2 > 0.99$). Para fines de comparación con otros estudios, se convirtieron las unidades a $\mu\text{g}/\text{m}^3$, usando condiciones estándar de presión y temperatura. Una vez sincronizado y limpiado el GC-MS, se probó su funcionamiento corriendo una muestra con 1-bromo-3-fluorobenceno (BFB) líquido, para asegurar el cumplimiento de los requisitos de desempeño antes de analizar muestras.

Determinación de potencial de formación de ozono (PFO)

Se determinó el potencial de formación de ozono a partir de los valores de máxima reactividad incremental (MIR). Si bien estos factores fueron determinados en las condiciones de California (Carter 1994, 2009), son una escala de referencia que se ha utilizado en numerosos estudios en el mundo, como China, Inglaterra, México, Tailandia, entre otros (Li et al. 2009, Mugica-Álvarez et al. 2020, Zou et al. 2021, Pinthong et al. 2022, Zhao et al. 2023, Wang et al. 2025). Para la estimación, se multiplican las concentraciones en masa de cada compuesto por su valor MIR correspondiente (ecuación 1).

$$PFO = [COV]_i \times MIR_i \quad (1)$$

donde $[COV]_i$ es la concentración del COV de interés ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); MIR_i es la máxima reactividad incremental determinada por Carter para el COV de interés ($\text{g O}_3/\text{g COV}_i$), y PFO es la máxima concentración de ozono formado a partir del COV de interés ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Determinación de la reactividad de COV con el radical $\bullet\text{OH}$

De acuerdo con Jaimes-Palomera et al. (2016), los COV presentan reactividad con radicales (como $\bullet\text{OH}$), lo cual indica que pueden ser precursores de procesos fotoquímicos, entre ellos la formación de ozono. Para calcular la reactividad de los COV con el radical $\bullet\text{OH}$ (ecuación 2), se emplearon constantes de reacción de la literatura (McGillen et al. 2020, Shaw et al. 2020, Xin et al. 2024). Posteriormente, se determinó el porcentaje de contribución de cada COV a la reactividad total (Atkinson, 1997).

$$R_i = k_{OH}^* [COV]_i \quad (2)$$

donde R_i reactividad al $\bullet\text{OH}$ del COV de interés ($1/\text{s}$); $[COV]_i$ es la concentración del COV de interés (molec/cm^3), y k_{OH}^* es la constante de velocidad de reacción del COV de interés con el radical $\bullet\text{OH}$ ($\text{cm}^3/\text{molec} \times \text{s}$).

Determinación de la formación de aerosol orgánico secundario

Para estimar la formación de aerosol orgánico secundario (FAOS) se utilizaron las constantes determinadas por Derwent et al. (2010). Para la estimación del FAOS, se multiplicaron las concentraciones en masa de cada compuesto por su respectivo potencial de formación de aerosol orgánico secundario (PFAOS) relativo al tolueno, y por el rendimiento absoluto de formación de AOS a partir de tolueno (ecuación 3). Este último se determina considerando las concentraciones de NO_x en la zona de estudio y algunos parámetros meteorológicos del día de muestreo (temperatura, humedad relativa, radiación y presión atmosférica).

$$[AOS] = [COV]_i \times \left(\frac{PFAOS_i}{100} \right) \quad (3)$$

donde $[AOS]$ es la concentración de aerosol orgánico secundario ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); $[COV]_i$ es la concentración del COV de interés ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), y $PFAOS_i$ es el potencial de formación de aerosol orgánico secundario respecto al tolueno determinado por Derwent para el COV de interés ($\text{g AOS}/\text{g COV}_i$).

RESULTADOS

Comparación entre mediciones a la entrada y a la mitad del túnel

Las composiciones promedio del perfil de COV a la entrada presentaron diferencias significativas respecto de las determinadas a la mitad del túnel, lo que evidencia orígenes distintos. Al comparar el orden de contribución de los COV antes y después de corregir las concentraciones a mitad de los túneles mediante la sustracción de las concentraciones de entrada, se observó que los principales compuestos (xilenos, tolueno, isopentano, trimetilbencenos, etileno y etilmetilbencenos) mantuvieron sus posiciones dominantes, lo que indica que estos compuestos provienen de emisiones vehiculares. En contraste, la contribución relativa de compuestos como propano y butano disminuyó, lo que demuestra que una fracción importante de su concentración proviene del aire exterior y no del escape vehicular. Finalmente, los compuestos que terminaron en posiciones muy bajas no mostraron incrementos atribuibles al tránsito, por

lo que no forman parte del perfil de emisión vehicular. Lo anterior confirma la utilidad de corregir las concentraciones del punto medio restando las de entrada para eliminar la influencia del fondo atmosférico y obtener un perfil vehicular representativo. Asimismo, se verificó que la dinámica interna del túnel fue consistente con lo reportado en la literatura, lo que valida que la muestra del punto medio representa adecuadamente el tramo de mayor acumulación de emisiones (Deng et al. 2018, Hwang et al. 2023).

Comparación entre mediciones a la mitad y a lo largo del túnel

La medición a lo largo del túnel se realizó con el objetivo de comparar la composición obtenida en ese recorrido con la composición promedio registrada en el punto medio del túnel. El análisis mostró que la composición de más del 97 % de los compuestos no presentó diferencias significativas entre ambas estrategias de muestreo. Tampoco hubo diferencias significativas en el 98 % de la composición de los muestreos instantáneos comparada con la de los muestreos integrados. Este comportamiento es consistente con lo reportado por Mugica-Álvarez et al. (2020), quienes documentaron que con los muestreos instantáneos se obtiene el mismo perfil de emisiones promedio en el túnel que con las muestras integradas y demostraron que, aunque las concentraciones cambian con la variación del número de vehículos que transitan por el túnel o el sitio de muestreo en la ciudad, el perfil de emisiones es relativamente constante cuando el tipo de vehículos es de gasolina. Para obtener los perfiles definitivos se promediaron tanto las composiciones de COV de las muestras integradas como las instantáneas (**Cuadro III**). Se corroboró que es posible obtener perfiles de COV representativos con una logística más sencilla mediante muestreos instantáneos, ya sea a lo largo del túnel o a mitad del mismo. Cabe mencionar que la variabilidad en la cuantificación de los compuestos, la cual también es reportada en estudios similares (Chen et al. 2003, Hung-Lung et al. 2007, Cui et al. 2018, Mugica-Álvarez et al. 2020), se atribuye a que la flota que transita en los túneles es heterogénea, ya que los vehículos tienen tecnologías, edades y prácticas de mantenimiento distintas y que adicionalmente se presentan en segundos aceleraciones instantáneas y variaciones repentinas en el flujo del tráfico y del aire.

Perfil de emisión vehicular de COV en el túnel de Monterrey

La **figura 3** compara la concentración promedio encontrada en los tipos de toma, así como en los

distintos puntos de muestreo del túnel y del ambiente del túnel Loma Larga. Los COV más abundantes en el túnel fueron isopentano ($37.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), tolueno ($30.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), butano ($24.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), propano ($20.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y p-xileno ($19.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mientras que los que mostraron una mayor concentración en las muestras ambientales fueron tolueno ($60.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), p-xileno ($17.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), etano ($11.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), propano ($7.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y o-xileno ($7.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

A partir de las mediciones a mitad del túnel, sustrayendo las mediciones a la entrada del mismo, se determinó la concentración promedio de cada COV en el túnel. Al comparar los perfiles del túnel y del ambiente de Monterrey, se observa en la **figura 4** un dominio de alcanos (53 %w), seguido de aromáticos (31 %w) y alquenos (13 %w) en el primer perfil, mientras que en el segundo hubo un predominio de aromáticos (56 %w), seguido de alcanos (37 %w).

Al comparar el perfil obtenido del túnel de Monterrey (**Fig. 4**) con el determinado en 2009 por Araizaga et al. (2013), se observa que disminuyeron las emisiones de alquenos, pero hubo un aumento de emisiones de aromáticos respecto a 2009. La concentración de COV reportada en el túnel en 2009 fue de $332.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Araizaga et al. 2013), mientras que en 2018 se encontró una concentración promedio de $409.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Perfil de emisión vehicular de COV en el túnel de Guanajuato

La **figura 5** compara las concentraciones de los muestreos instantáneos en los distintos puntos del túnel de Guanajuato. Los COV con mayor concentración en el túnel fueron tolueno ($112 \mu\text{g}/\text{m}^3$), isopentano ($86.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), etileno ($67.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), p-xileno ($60.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y 1,2,4-trimetilbenceno ($47.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mientras que en la muestra ambiental los compuestos más abundantes fueron propano ($21.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), n-undecano ($9.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 1-butenio ($7.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 1,4-dietilbenceno ($5.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y 1,3-dietilbenceno ($5.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Al igual que en el caso del túnel de Monterrey, se determinó la concentración promedio de cada COV, utilizando las mediciones obtenidas a la mitad del túnel y sustrayendo las mediciones a la entrada del mismo. Al comparar los perfiles del túnel y del ambiente de Guanajuato, se observa en ambos un dominio de alcanos (44 %w) y aromáticos (42 %w) en el primer perfil, mientras que en el segundo se observó mayor abundancia de alcanos (55 %w), principalmente propano y n-butano (**Fig. 6**). La concentración de COV encontrada en el túnel fue de $1116.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

CUADRO III. CONCENTRACIÓN PROMEDIO Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE COV EN TÚNELES.

Compuestos	Túnel Monterrey		Túnel Guanajuato	
	Concentración ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Composición (%w)	Concentración ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Composición (%w)
Etano	8.63 ± 9.88	2.1 ± 2.5	9.84 ± 3.66	0.9 ± 0.3
Etileno	19.86 ± 16.66	4.9 ± 6.7	67.36 ± 20.19	6 ± 1.9
Propano	20.64 ± 38.64	5 ± 3.6	44.04 ± 37.74	3.9 ± 3.4
Propileno	10.53 ± 16.19	2.6 ± 1.4	29.16 ± 9.38	2.6 ± 0.9
Isobutano	10.16 ± 17.67	2.5 ± 4.4	14.88 ± 11.61	1.3 ± 1
n-Butano	24.06 ± 14.71	5.9 ± 11.1	39.18 ± 26.88	3.5 ± 2.4
Acetileno	13.15 ± 11.07	3.2 ± 2.3	35.48 ± 8.25	3.2 ± 0.8
1-Buteno	9.14 ± 14.89	2.2 ± 3.7	12.2 ± 12.28	1.1 ± 1.1
Trans-2-butenos	3.14 ± 5.82	0.8 ± 1.4	2.08 ± 0.82	0.2 ± 0.1
Cis-2-butenos	1.67 ± 4.45	0.4 ± 1.1	1.91 ± 0.61	0.2 ± 0.1
Isopentano	37.47 ± 64.59	9.2 ± 6.1	86.07 ± 36.55	7.7 ± 3.3
1-Penteno	1.17 ± 3.68	0.3 ± 0.9	2.04 ± 1.02	0.2 ± 0.1
n-Pentano	14.75 ± 25.25	3.6 ± 2.3	43.48 ± 18.96	3.9 ± 1.7
Trans-2-penteno	6.06 ± 10.03	1.5 ± 2.5	4.55 ± 1.99	0.4 ± 0.2
Isopreno	0.08 ± 3.69	0 ± 0.9	1.9 ± 0.69	0.2 ± 0.1
Cis-2-penteno	2.56 ± 4.15	0.6 ± 1	2.13 ± 0.95	0.2 ± 0.1
2,2-Dimetilbutano	2.42 ± 4.22	0.6 ± 1	12.55 ± 4.4	1.1 ± 0.4
2,3-Dimetilbutano	2.93 ± 4.47	0.7 ± 1.1	10.62 ± 3.18	1 ± 0.3
Ciclopentano	5.4 ± 8.43	1.3 ± 2.1	16.82 ± 4.41	1.5 ± 0.4
2/3-Metilpentano	17.58 ± 28.24	4.3 ± 7	44.67 ± 11.68	4 ± 1.1
1-Hexeno	DLD	DLD	1.32 ± 0.18	0.1 ± 0
n-Hexano	9.14 ± 18.85	2.2 ± 4.7	25.72 ± 5.97	2.3 ± 0.6
2,4-Dimetilpentano	1.81 ± 2.42	0.4 ± 0.6	3.75 ± 0.68	0.3 ± 0.1
Metilciclopentano	5.01 ± 8.24	1.2 ± 2.1	10.57 ± 2.45	0.9 ± 0.2
Benceno	14.08 ± 19	3.4 ± 4.8	38.99 ± 8.33	3.5 ± 0.8
2-Metilhexano	5.2 ± 7.43	1.3 ± 1.9	17.54 ± 3.03	1.6 ± 0.3
Ciclohexano	0.89 ± 1.74	0.2 ± 0.4	5.64 ± 0.99	0.5 ± 0.1
2,3-Dimetilpentano	2.39 ± 3.2	0.6 ± 0.8	5.86 ± 1.1	0.5 ± 0.1
3-Metilhexano	5.59 ± 8.08	1.4 ± 2	20.11 ± 3.52	1.8 ± 0.3
2,2,4-Trimetilpentano	19.1 ± 25.74	4.7 ± 1.5	16.29 ± 3.53	1.5 ± 0.3
n-Heptano	4.67 ± 6.41	1.1 ± 1.6	18.04 ± 2.68	1.6 ± 0.3
Metilciclohexano	1.85 ± 2.65	0.5 ± 0.7	4.04 ± 0.89	0.4 ± 0.1
2,3,4-Trimetilpentano	6.46 ± 8.34	1.6 ± 2.1	6.26 ± 1.6	0.6 ± 0.1
2-Metilheptano	2.41 ± 3.13	0.6 ± 0.8	7.82 ± 1.43	0.7 ± 0.1
Tolueno	30.4 ± 45.02	7.4 ± 4.3	112.02 ± 14.75	10 ± 1.5
3-Metilheptano	3.45 ± 4.88	0.8 ± 1.2	13.32 ± 2.24	1.2 ± 0.2
n-Octano	3.17 ± 3.29	0.8 ± 0.8	9.47 ± 1.97	0.8 ± 0.2
Etilbenceno	10.39 ± 13.58	2.5 ± 1.4	27.88 ± 5.18	2.5 ± 0.5
p-Xileno	19.36 ± 24.7	4.7 ± 2.2	60.81 ± 13.74	5.4 ± 1.3
m-Xileno	10.38 ± 14.1	2.5 ± 1.5	30.32 ± 4.77	2.7 ± 0.5
n-Nonano	1.66 ± 2.3	0.4 ± 0.6	5.54 ± 1.22	0.5 ± 0.1
Estireno	3.15 ± 5.71	0.8 ± 1.4	7.02 ± 2.79	0.6 ± 0.3
o-Xileno	10.44 ± 13.43	2.6 ± 3.4	38.09 ± 7.04	3.4 ± 0.7
Isopropilbenceno	DLD	DLD	1.37 ± 0.67	0.1 ± 0.1
n-Propilbenceno	0.95 ± 3.2	0.2 ± 0.8	6.95 ± 1.44	0.6 ± 0.1
1-Etil-4-metilbenceno	6.59 ± 10.66	1.6 ± 2.7	26.14 ± 5.82	2.3 ± 0.5
1-Etil-3-metilbenceno	2.69 ± 5.33	0.7 ± 1.3	13.1 ± 2.73	1.2 ± 0.3
1,3,5-Trimetilbenceno	3.01 ± 6.08	0.7 ± 1.5	12.2 ± 2.98	1.1 ± 0.3
1-Etil-2-metilbenceno	1.4 ± 4.62	0.3 ± 1.1	10.69 ± 2.69	1 ± 0.3
1,2,4-Trimetilbenceno	12.11 ± 19.44	3 ± 1.8	47.53 ± 11.13	4.3 ± 1
1,2,3-Trimetilbenceno	DLD	DLD	12.05 ± 5.11	1.1 ± 0.5
1,3-Dietilbenceno	DLD	DLD	3.05 ± 9.36	0.3 ± 0.8
1,4-Dietilbenceno	DLD	DLD	16.21 ± 6.83	1.5 ± 0.6
Total	409.17 ± 130.5		1116.62 ± 76.98	

DLD: debajo del límite de detección.

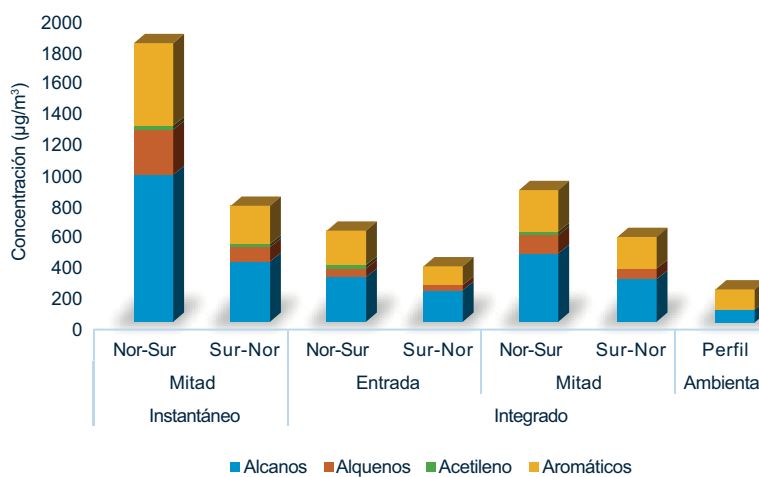


Fig. 3. Concentración de contaminantes entre las muestras del túnel de Monterrey y la muestra ambiental.

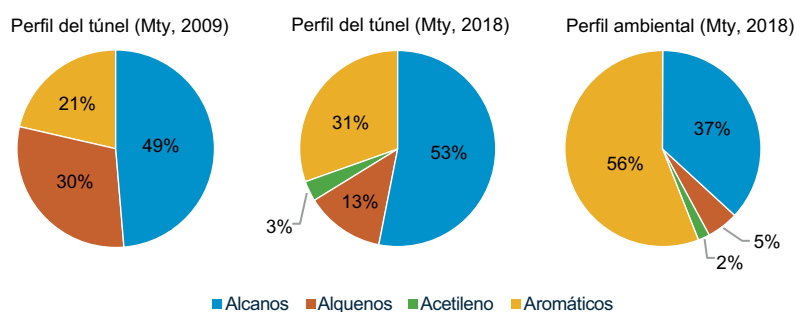


Fig. 4. Comparación de los perfiles de compuestos orgánicos volátiles en el túnel de Monterrey (Mty) en 2009 (Araizaga et al. 2013) y en 2018 (este estudio), y con el perfil ambiental de 2018.

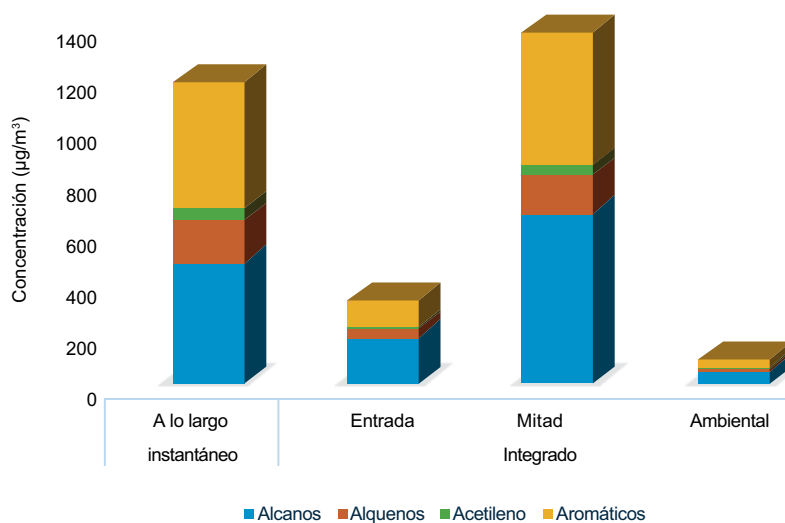


Fig. 5. Concentración de contaminantes en las muestras del túnel de Guanajuato y en la muestra ambiental.

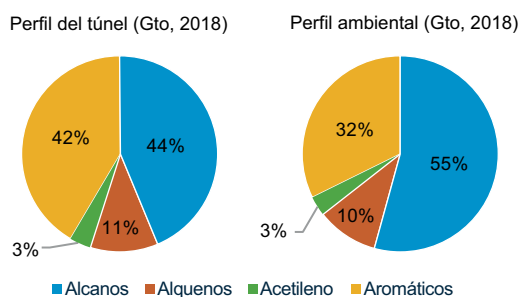


Fig. 6. Composición de compuestos orgánicos volátiles en el túnel de Guanajuato (Gto) y la muestra ambiental (2018).

Comparación entre los perfiles de emisión vehicular de COV

Se compararon los perfiles de vehículos a gasolina en ambos túneles, encontrando diferencias significativas en 36 de los 54 compuestos. Los compuestos que no tuvieron diferencias significativas aplicando las pruebas t-Student, t-Welch y Mann-Whitney, según corresponda, entre ambos perfiles, fueron: propano (M-W, p : 0.74), propileno (t-Student, p : 0.47), butano (M-W, p : 0.05), acetileno (t-Student, p : 0.19), isopentano (t-Student, p : 0.74), n-pentano (t-Student, p : 0.21), 2/3-metilpentano (t-Student, p : 0.87), benceno (M-W, p : 0.05), 2,3-dimetilpentano (t-Student, p : 0.72), tolueno (t-Student, p : 0.62), n-octano (M-W, p : 0.26), etilbenceno (t-Student, p : 0.26), p-xileno (t-Student, p : 0.99), m-xileno (t-Student, p : 0.06), n-nonano (t-Student, p : 0.14), n-decano (t-Student, p : 0.55), 1,3-dietilbenceno (M-W, p : 0.71) y n-undecano (t-Welch, p : 0.67). Asimismo, al compararlos con el perfil obtenido en la CDMX por Mugica-Álvarez et al. (2020), los tres COV dominantes son alcanos, seguidos por tolueno, mientras que en los túneles de Monterrey y Guanajuato predominan los xilenos y el tolueno seguidos por el isopentano (Fig. 7).

Los perfiles de COV obtenidos en los túneles de Monterrey y Guanajuato, así como el de vehículos a gasolina en la CDMX (Mugica-Álvarez et al. 2020), confirman que los compuestos orgánicos volátiles emitidos por fuentes vehiculares en México están dominados por alcanos y aromáticos (Cuadro III). Esta tendencia concuerda con estudios previos, los cuales han identificado a los BTEX e isopentano como los principales compuestos derivados de la combustión incompleta y evaporación de gasolina (Adamović et al. 2013, Macedo et al. 2017) y con lo reportado en estudios en túneles alrededor del mundo (Cuadro IV).

Potencial de formación de ozono

Se determinó el potencial de formación de ozono de los COV medido con los perfiles promedio de cada túnel, encontrando que los compuestos que más contribuyen a la formación y acumulación de este contaminante secundario en Monterrey y Guanajuato fueron xilenos (19.5 y 20.9 %w), etileno (11.9 y 13.5 %w), trimetilbencenos (9.5 y 15.7 %w), butenos (10.6 y 3.9 %w), tolueno (8.1 y 9.9 %w), propileno (8.1 y 7.5 %w), etilmetilbencenos (3.8 y 6.0 %w), pentenos (6.6 y 1.9 %w), isopentano (3.6 y 2.8 %w) y etilbencenos (2.1 y 1.9 %w), respectivamente. La figura 8 muestra que no necesariamente los compuestos de mayor abundancia son los que más contribuyen a la formación de ozono.

Se encontró un dominio de compuestos aromáticos y alquenos en la formación de ozono (Fig. 9), lo cual coincide con los mecanismos descritos por Solaz-Portolés (2001) y con lo reportado por Mugica-Álvarez et al. (2020) en túneles de la CDMX.

Reactividad de los COV con el radical $\bullet\text{OH}$

La evaluación de la reactividad de los COV frente al radical hidroxilo ($\bullet\text{OH}$), con base en sus constantes cinéticas reportadas, mostró que los compuestos más reactivos fueron etileno y propileno, los cuales, además de su alta velocidad de reacción, se ubicaron dentro de los cinco compuestos con mayor contribución a la potencial formación de ozono. Este grupo también incluyó a los xilenos, trimetilbencenos y tolueno, lo que refleja que tanto los alquenos ligeros como los aromáticos de alto rendimiento fotoquímico dominan el potencial oxidante de la mezcla observada (Cuadro V). Lo anterior coincide con lo reportado por Velasco et al. (2007) y Jaimes-Palomera et al. (2016), quienes encontraron que los compuestos más reactivos son los alquenos, principalmente el etileno y el propileno.

Potencial de formación de aerosol orgánico secundario

La estimación del potencial de formación de aerosol orgánico secundario de los COV medidos en los túneles de Monterrey, Guanajuato y la CDMX (Mugica-Álvarez et al. 2020) mostró que los COV que más aportaron fueron tolueno (30.8, 34.4 y 40.4 %w), xilenos (32.2, 31.6 y 28.5 %w), benceno (13.2, 11.1 y 11.1 %w) y etilbenceno (11.7, 9.6 y 8.9 %w). En la figura 10 se observa que, al igual que en el caso de la formación de ozono, los COV más abundantes no fueron los que más contribuyeron en la formación de aerosol orgánico secundario.

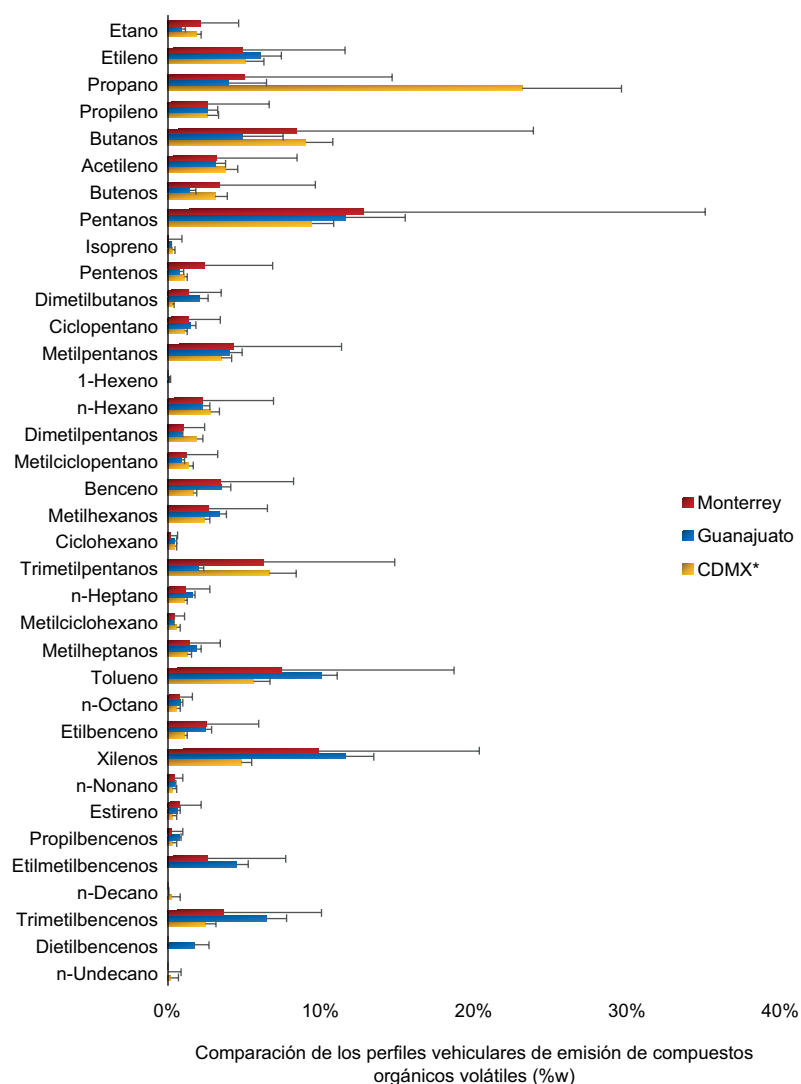


Fig. 7. Comparación de los perfiles vehiculares de emisión de compuestos orgánicos volátiles en los túneles de Monterrey y Guanajuato de este estudio, con el de la Ciudad de México (CDMX) (Mugica-Álvarez et al. 2020).

DISCUSIÓN

Las diferencias observadas en las concentraciones de COV entre los túneles y las muestras ambientales permiten distinguir el aporte vehicular del de otras fuentes. En Monterrey, se presentó una alta concentración de aromáticos en las muestras ambientales, principalmente tolueno y p-xileno, que puede ser indicativo de la contribución de otras fuentes de emisión de estos compuestos, como son uso de disolventes, pinturas, desengrasantes y emisiones de la zona industrial, mientras que en el caso de los alquenos hay poca contribución de otras fuentes y las concentraciones presentes se deben a la fuente vehicular que se ha diluido en el ambiente.

En contraste, en Guanajuato, el predominio de propano y butano en las muestras ambientales, lo que incrementa la contribución de los alcanos, se atribuye a la distribución y manejo del gas licuado de petróleo (gas LP), con base en estudios que documentan la presencia de estos compuestos en áreas urbanas mexicanas debido a su uso doméstico (Montero-Montoya et al. 2018). De acuerdo con el inventario de emisiones de contaminantes criterio y precursores de Guanajuato (SAMA 2021), el manejo y distribución de gas LP contribuyó con un 7.9 %w de emisión de COV en el estado. Esta diferenciación refuerza la utilidad del muestreo en túneles para aislar y caracterizar de manera específica las emisiones de origen vehicular. Las altas concentraciones de COV cuantificadas en los túneles son un indicador de

CUADRO IV. CLASIFICACIÓN DE COMPUESTOS MÁS ABUNDANTES EN ESTUDIOS EN TÚNELES DE DIVERSAS PARTES DEL MUNDO.

Autores (año)	Ciudad	Ranking de compuestos más abundantes				
		1o	2o	3o	4o	5o
Mugica et al. (1998)	Ciudad de México	Acetileno	Isopentano	Tolueno	2,2,4-Trimetilpentano	m/p-Xileno
Hwa et al. (2002)	Taipei, Taiwán	Tolueno	Etileno	1,2,4-Trimetilbenceno	Isopentano	Benceno
Na et al. (2004)	Seúl, Corea del Sur	n-Butano	Tolueno	Etileno	Isobutano	Propano
Hung-Lung et al. (2007)	Kaohsiung, Taiwán	Isopreno	n-Pentano	Tolueno	Isopentano	1,2,4-Trimetilbenceno
Ho et al. (2009)	Hong Kong, China	Tolueno	Etileno	n-Butano	Propano	Isopentano
Lai y Peng (2012)	Taipei, Taiwán	Isopentano	Tolueno	Etileno	m/p-Xileno	Propileno
Araizaga et al. (2013)	Monterrey, México	Etileno	Tolueno	Isopentano	n-Pentano	Propano
Ait-Helal et al. (2015)	Bruselas, Bélgica	Tolueno	Isopentano	Benceno	1,2,4-Trimetilbenceno	n-Butano
Cui et al. (2018)	Hong Kong, China	n-Butano	Isobutano	Propano	Tolueno	Etileno
Zhang et al. (2018)	Guangzhou, China	Propano	n-Butano	Isobutano	Isopentano	Etileno
Mugica-Álvarez et al. (2020)	Ciudad de México	Propano	n-Butano	Isopentano	Tolueno	Etileno
Song et al. (2020)	Beijing, China	Isopentano	Tolueno	m/p-Xileno	2-Metilpentano	Benceno
Santos y Azevedo (2021)	Río de Janeiro, Brasil	Propileno	Isopentano	n-Dodecano	n-Pentano	Propano
Este estudio	Monterrey, México	Tolueno	m/p-Xileno	Isopentano	Propano	n-Butano
Este estudio	Guanajuato, México	Tolueno	m/p-Xileno	Isopentano	Etileno	Propano

exposición a estos compuestos de los peatones que atraviesan estos túneles diariamente, ya que inhalan de 5 a 15 min estas emisiones, incrementando los riesgos a la salud, principalmente por el benceno que llega a alcanzar hasta 35 y 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en los andadores de los túneles de Monterrey y Guanajuato, respectivamente.

Al comparar los resultados del túnel de Monterrey con lo reportado por Araizaga et al. (2013), se observa un leve aumento en la concentración total de COV entre 2009 (332.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y 2018 (409.17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), lo cual puede depender del horario en el que se muestrearon las emisiones de COV. También se detectó un cambio en la composición relativa de los compuestos: los aromáticos se incrementaron del 21 al 31 %w, lo cual podría vincularse con el envejecimiento del parque vehicular o con una gasolina con mayor cantidad de aromáticos para aumentar su octanaje; esto debería ser analizado por los encargados de la toma de decisiones con acceso a datos de composición de los combustibles. Estos resultados subrayan la importancia de contar con la evolución de los perfiles de COV a lo largo del tiempo para evaluar la posible eficacia o el fracaso de las medidas implementadas por las autoridades. Sería recomendable efectuar un nuevo estudio que analice el impacto de la NOM-016-CRE-2016 (CRE 2016) a más de seis años de su entrada en vigor, ya que en ella se estableció la disminución de los aromáticos en los combustibles.

En 2018, el perfil de vehículos a gasolina en la ZMVM tuvo una contribución de aromáticos del 16.2 %w (Mugica-Álvarez et al. 2020), mientras que en Monterrey fue de 31 %w y en Guanajuato se elevó hasta el 42 %w, lo cual puede representar también un problema de salud pública por las implicaciones de riesgo que tienen estos compuestos. Si bien existe una norma oficial mexicana que regula la proporción de benceno (1 %v/v en la ZMVM, la ZMM y la Zona Metropolitana de Guadalajara [ZMG], así como 2 %v/v en el resto del país) y la de compuestos aromáticos en la gasolina (25 %v/v en la ZMVM y 32 %v/v en el resto del país), las pruebas de control de porcentaje de contribución de benceno, olefinas y aromáticos en la composición de la gasolina, así como de su presión de vapor, solo se aplican durante la importación o producción de la misma, no así para otras etapas como el transporte, almacenamiento, distribución y venta al público, por lo que pueden alterarse con algún agente como etanol o compuestos aromáticos, incumpliendo la NOM-016-CRE-2016 (CRE 2016, OCCAAMM 2025). El hecho de que el perfil de emisiones de vehículos a gasolina en Monterrey contenga casi el doble de aromáticos que el de la

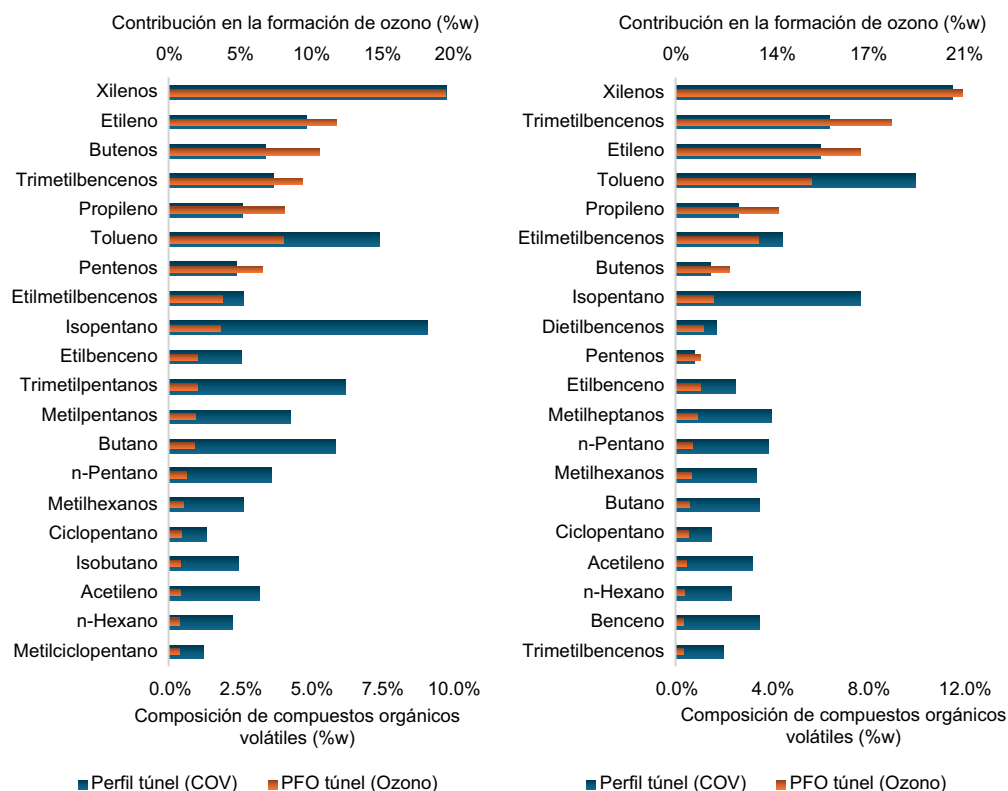


Fig. 8. Relación entre la concentración de compuestos orgánicos volátiles (COV) y su potencial de formación de ozono (PFO) en los túneles de Monterrey (izquierda) y Guanajuato (derecha).

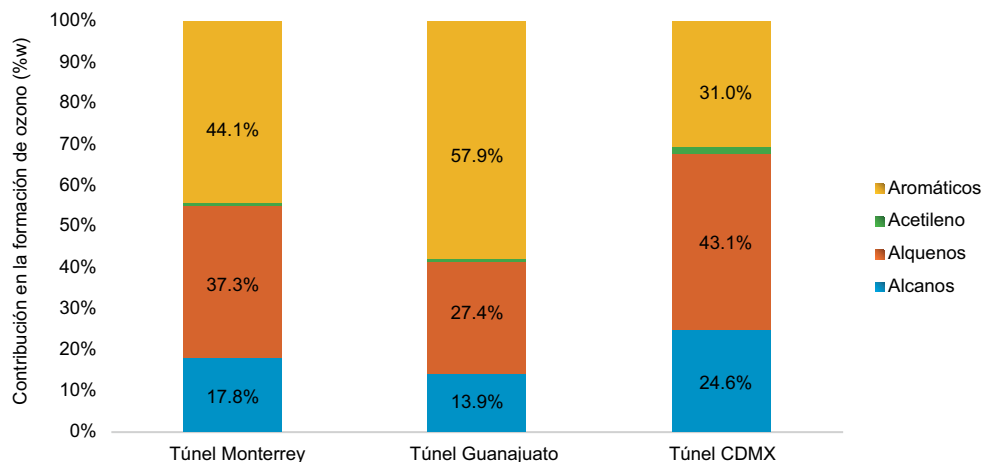


Fig. 9. Contribución de compuestos orgánicos volátiles a la formación de ozono en los túneles de Monterrey y Guanajuato, comparada con la de la Ciudad de México (CDMX) (Mugica-Álvarez et al. 2020).

ZMVM revela la importancia de que los encargados de la toma de decisiones consideren reducir también el contenido de aromáticos en las gasolinas que se venden en la ZMM. Aunque se comprende que es más difícil, sería pertinente discutir la importancia de

reducir el contenido de aromáticos en la gasolina que se vende en Guanajuato, que es la misma que se vende en el resto del país (con excepción de la ZMVM, la ZMM y la ZMG), ya que su alto contenido tiene un fuerte impacto en las emisiones vehiculares; al

CUADRO V. REACTIVIDAD DE LOS COV ESTUDIADOS CON EL RADICAL $\bullet\text{OH}$.*

Compuestos	Constante de velocidad de reacción con $\bullet\text{OH}$ ($\times 10^{-12} \text{ cm}^3/\text{molec} \times \text{s}$)	Túnel Monterrey		Túnel Guanajuato	
		Reactividad al $\bullet\text{OH}$ (1/s)	Contribución relativa a la reactividad total (%w)	Reactividad al $\bullet\text{OH}$ (1/s)	Contribución relativa a la reactividad total (%w)
Etano	0.25	0.04 ± 0.05	0.12	0.05 ± 0.02	0.06
Etileno	8.52	3.63 ± 4.88	10.34	12.32 ± 3.69	13.82
Propano	1.11	0.31 ± 0.59	0.89	0.67 ± 0.57	0.75
Propileno	24.40	3.67 ± 5.65	10.45	10.17 ± 3.27	11.41
Isobutano	2.11	0.22 ± 0.39	0.63	0.33 ± 0.25	0.36
Butano	2.38	0.59 ± 1.1	1.69	0.97 ± 0.66	1.08
Acetileno	0.75	0.23 ± 0.37	0.65	0.62 ± 0.14	0.69
1-Buteno	31.00	3.04 ± 4.95	8.65	4.06 ± 4.09	4.55
Trans-2-buteno	63.10	2.13 ± 3.94	6.05	1.41 ± 0.55	1.58
Cis-2-buteno	52.80	0.95 ± 2.52	2.69	1.08 ± 0.35	1.21
Isopentano	3.74	1.17 ± 2.02	3.33	2.69 ± 1.14	3.01
1-Penteno	32.20	0.32 ± 1.02	0.93	0.56 ± 0.28	0.63
n-Pentano	3.76	0.46 ± 0.79	1.32	1.36 ± 0.59	1.53
Trans-2-penteno	67.00	3.49 ± 5.77	9.92	2.62 ± 1.14	2.94
Isopreno	100.00	0.07 ± 3.26	0.20	1.68 ± 0.61	1.89
Cis-2-penteno	65.00	1.43 ± 2.32	4.07	1.19 ± 0.53	1.33
2,2-Dimetilbutano	2.23	0.04 ± 0.07	0.11	0.2 ± 0.07	0.22
2,3-Dimetilbutano	5.86	0.12 ± 0.18	0.34	0.44 ± 0.13	0.49
Ciclopentano	4.77	0.22 ± 0.35	0.63	0.69 ± 0.18	0.77
2/3-Metilpentano	5.40	0.66 ± 1.06	1.89	1.68 ± 0.44	1.89
1-Hexeno	37.00		0.00	0.35 ± 0.05	0.39
n-Hexano	4.97	0.32 ± 0.65	0.90	0.89 ± 0.21	1.00
2,4-Dimetilpentano	5.76	0.06 ± 0.08	0.18	0.13 ± 0.02	0.15
Metilciclopentano	7.56	0.27 ± 0.45	0.77	0.57 ± 0.13	0.64
Benceno	1.20	0.13 ± 0.18	0.37	0.36 ± 0.08	0.40
2-Metilhexano	6.69	0.21 ± 0.3	0.59	0.71 ± 0.12	0.79
Ciclohexano	6.69	0.04 ± 0.08	0.12	0.27 ± 0.05	0.30
2,3-Dimetilpentano	6.57	0.09 ± 0.13	0.27	0.23 ± 0.04	0.26
3-Metilhexano	6.30	0.21 ± 0.31	0.60	0.76 ± 0.13	0.85
2,2,4-Trimetilpentano	3.34	0.34 ± 0.45	0.96	0.29 ± 0.06	0.32
n-Heptano	6.23	0.17 ± 0.24	0.50	0.68 ± 0.1	0.76
Metilciclohexano	9.26	0.11 ± 0.15	0.30	0.23 ± 0.05	0.26
2,3,4-Trimetilpentano	6.60	0.22 ± 0.29	0.64	0.22 ± 0.06	0.24
2-Metilheptano**	9.10	0.12 ± 0.15	0.33	0.38 ± 0.07	0.42
Tolueno	5.60	1.11 ± 1.65	3.17	4.1 ± 0.54	4.60
3-Metilheptano***	5.89	0.11 ± 0.15	0.30	0.41 ± 0.07	0.46
n-Octano	8.48	0.14 ± 0.15	0.40	0.42 ± 0.09	0.47
Etilbenceno	7.00	0.41 ± 0.54	1.17	1.11 ± 0.21	1.24
p-Xileno	12.10	1.33 ± 1.69	3.77	4.17 ± 0.94	4.67
m-Xileno	23.10	1.36 ± 1.85	3.87	3.97 ± 0.63	4.46
n-Nonano	10.20	0.08 ± 0.11	0.23	0.27 ± 0.06	0.30
Estireno	58.00	1.06 ± 1.91	3.01	2.35 ± 0.94	2.64
o-Xileno	13.60	0.81 ± 1.04	2.29	2.94 ± 0.54	3.30
Isopropilbenceno	6.30		0.00	0.04 ± 0.02	0.05
n-Propilbenceno	5.80	0.03 ± 0.09	0.08	0.2 ± 0.04	0.23
1-Etil-4-metilbenceno	12.30	0.41 ± 0.66	1.15	1.61 ± 0.36	1.80
1-Etil-3-metilbenceno	20.40	0.27 ± 0.54	0.78	1.34 ± 0.28	1.50
1,3,5-Trimetilbenceno	58.60	0.88 ± 1.78	2.52	3.58 ± 0.87	4.01
1-Etil-2-metilbenceno	12.30	0.09 ± 0.29	0.25	0.66 ± 0.17	0.74
n-Decano	13.10		0.00		0.00
1,2,4-Trimetilbenceno	32.50	1.97 ± 3.17	5.61	7.74 ± 1.81	8.68
1,2,3-Trimetilbenceno	32.70		0.00	1.97 ± 0.84	2.21
1,3-Dietilbenceno**	22.00		0.00	0.3 ± 0.92	0.34
1,4-Dietilbenceno**	16.00		0.00	1.16 ± 0.49	1.30
n-Undecano	11.90		0.00		0.00
		35.15 ± 13.77	100.00	89.18 ± 7.43	100.00

*McGuillen et al. (2020); **Shaw et al. (2020); ***Xin et al. (2024).

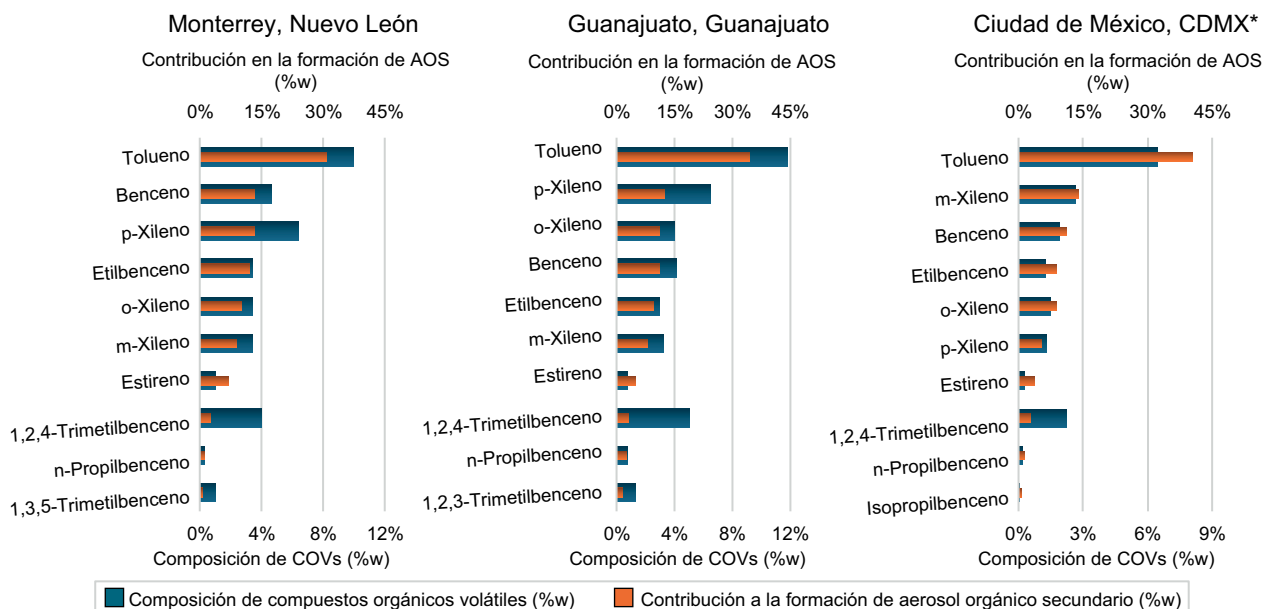


Fig. 10. Relación entre la concentración de compuestos orgánicos volátiles (COV) y su contribución a la formación de aerosol orgánico secundario (AOS) en los túneles de Monterrey, Guanajuato y la Ciudad de México (Mugica-Álvarez et al. 2020).

menos debe considerarse la reducción del contenido de benceno por sus propiedades cancerígenas. La reducción del contenido de aromáticos y el aumento del contenido de isoalcanos tendrían el beneficio adicional de disminuir tanto el potencial de formación de ozono como la generación de aerosoles secundarios en las ciudades.

Al comparar las concentraciones de COV en ambos túneles, se observa que en Monterrey fue de $409 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en Guanajuato de $1116.62 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La diferencia entre las concentraciones encontradas puede deberse a que el túnel de Monterrey cuenta con mejor ventilación y a que su longitud es menor que la del túnel de Guanajuato. Además, este último está conectado en la entrada con la salida del túnel La Galereña, formando parte de una red de túneles y calles subterráneas, lo que propicia la acumulación de emisiones vehiculares. Asimismo, el flujo vehicular en los túneles se detiene en ocasiones debido a lo angosto de los mismos, ocasionando el aumento en la concentración de contaminantes. Una medida relativamente rápida que protegería la salud de los peatones que transitan por el túnel, sería el aumento de la ventilación hacia el exterior para disminuir la concentración de las emisiones. En Monterrey, de acuerdo con la NOM-016-CRE-2016 (CRE 2016), se utiliza una gasolina de mejor calidad destinada a las zonas metropolitanas con parámetros regulados de contenido de azufre, olefinas y aromáticos, entre

otros, mientras que en Guanajuato se aplican mayores contenidos de azufre y parámetros generales de aromáticos y olefinas menos estrictos que para las metrópolis, lo que explica una mayor proporción de emisiones de compuestos aromáticos. La gasolina que se comercializa en primavera en Monterrey es B-2 (presión de vapor: 69 kPa), mientras que la de Guanajuato es de categoría “resto del país”; es decir, no hay restricción de volatilidad baja, por lo que puede tener presiones de vapor mayores a las de clase B o C de hasta 79 kPa. Esto implica que ambas gasolinas tienen mayor volatilidad que las que se venden en la ZMVM, por lo que las emisiones evaporativas de COV se incrementan (CRE 2016). Aunque no hay un reporte oficial con las características particulares de las flotillas de vehículos en Monterrey y Guanajuato, es posible que en el primer caso, las flotillas sean más modernas debido a su cercanía con EUA; en el caso de Guanajuato, ProAire-Gto 2021-2030, reportó que a finales de 2022 había una flota envejecida cuyo año modelo promedio es de 2003, que aunado a un programa de verificación vehicular muy laxo, genera altas emisiones vehiculares como las obtenidas en este estudio.

Al comparar los perfiles de emisiones entre ambos túneles, se observaron diferencias significativas en muchos compuestos, con excepción de 18, entre los que destacan los BTEX, el isopentano, el n-pentano y el etileno, cuyas concentraciones no difirieron de

manera significativa. Este hallazgo es relevante, ya que respalda el uso de estos compuestos como trazadores de emisiones vehiculares en diversos entornos urbanos. Sin embargo, el perfil de emisiones de gasolina en la CDMX difiere significativamente del obtenido en los túneles de otras ciudades, como se muestra en la **figura 7**. Las composiciones de aromáticos en las emisiones vehiculares de los túneles de Guanajuato y Monterrey son 2 y 2.4 veces mayores para los xilenos, 2.3 veces en ambos sitios para etilbenceno, 1.3 y 1.8 veces para el tolueno, y 2 y 2.1 veces para el benceno, respectivamente, comparadas con las de la CDMX. Como se mencionó, la gasolina que se vende en la ZMVM es diferente a la del resto del país; además de ser oxigenada, tiene un menor contenido de aromáticos y una proporción mayor de 3.3 y 3.1 veces de dimetilpentano y trimetilpentano, respectivamente, en comparación con las de Monterrey y de Guanajuato, respectivamente. Otra diferencia en el perfil de la CDMX es el alto contenido de propano y butano, que es mayor en 0.7 y 0.6 veces que en Guanajuato y Monterrey, respectivamente. Aunque el escape de los vehículos también emite estos compuestos, su alta contribución puede deberse a una mayor contribución por el transporte y manejo de gas LP, ya que la población de la CDMX es 0.45 veces mayor que la de Monterrey y 0.96 veces mayor que la de Guanajuato (Jaimes y Sandoval 2002).

El análisis del potencial de formación de ozono indica que compuestos como etileno, tolueno, xilenos, propileno, 1,2,4-trimetilbenceno y 1-buteno son responsables de una proporción importante de la formación y acumulación de ozono troposférico. Por una parte, en Monterrey y Guanajuato, los aromáticos contribuyeron con el 44 y el 58 %w, y los alquenos con el 37 y el 27 %w del PFO, respectivamente; en contraste, en la CDMX los alquenos contribuyen con más del 40 %w y los aromáticos con el 31 %w.

La determinación de la reactividad con el radical $\bullet\text{OH}$ (kOH) permitió profundizar en el impacto fotoquímico de las emisiones. Tanto en Monterrey como en Guanajuato, los alquenos y algunos compuestos aromáticos contribuyeron de manera importante a la reactividad total, pese a no ser siempre los de mayor concentración. En este estudio, los mayores aportes al kOH provinieron del etileno, propileno, 1-buteno, trans-2-penteno y 1,2,4-trimetilbenceno, lo que confirma su papel determinante en la iniciación de las cadenas oxidativas que conducen a la formación de ozono y radicales secundarios. Sin embargo, los compuestos más reactivos no son necesariamente los que generan mayor cantidad de ozono, ya que la

reactividad con el radical $\bullet\text{OH}$ refleja la rapidez con la que un COV inicia la cadena oxidativa, mientras que el PFO depende adicionalmente de los radicales peroxi formados y de su capacidad real para producir ozono en presencia de NO_x . Por ello, ambos indicadores son complementarios y permiten una evaluación más completa del papel de los COV en la formación de ozono.

En cuanto a la formación de aerosoles orgánicos secundarios, los compuestos aromáticos contribuyeron en las tres ciudades a su formación con el 98 %w, siendo los BTEX los que aportaron hasta el 88 %w en Monterrey, 87 %w en Guanajuato y 89 %w en la CDMX, mientras que los alcanos aportaron entre 0.2 y 0.8 %w, y los compuestos insaturados entre el 0.6 y 1.4 %w, lo cual coincide con lo reportado por Sun et al. (2016), Gentner et al. (2017) y Zhang et al. (2024).

La identificación de los BTEX como contaminantes prioritarios es crucial, tanto por su toxicidad como por su reactividad, para que los encargados de la toma de decisiones adopten las medidas pertinentes que tengan un impacto significativo en la reducción de los niveles de ozono en áreas sensibles a los COV, en la producción de AOS y en la disminución de la presencia de compuestos tóxicos para proteger a la población. Podría considerarse la disminución de dichos compuestos en la formulación de las gasolinas comercializadas en las dos ciudades estudiadas, tal como se hizo en la CDMX. Además, las altas concentraciones de COV determinadas en los túneles indican que sería conveniente la verificación obligatoria, pues los resultados sugieren una flota vehicular envejecida y descuidada en ambas ciudades, que requiere atención. Finalmente, en el caso de Guanajuato es importante mejorar los sistemas de ventilación de los túneles

CONCLUSIONES

Las concentraciones más elevadas de COV provenientes de vehículos a gasolina en los túneles de Monterrey y Guanajuato se asociaron con compuestos aromáticos y alcanos. Las muestras ambientales permitieron identificar otras fuentes de COV, como el transporte y distribución del gas LP, así como fuentes industriales de compuestos aromáticos en Monterrey. A pesar de las diferencias geográficas y estructurales, los BTEX, el isopentano, el n-pentano y el etileno no mostraron variaciones significativas entre ambos túneles, lo que los consolida como trazadores confiables para este tipo de fuentes en los

combustibles mexicanos. Con los resultados de este estudio se cuenta con perfiles de emisión de COV de vehículos a gasolina posteriores a un año de la publicación de la NOM-016-CRE-2016 y su modificación en 2017 (CRE 2016), que podrán compararse con un nuevo estudio de túnel para estimar en qué medida se modificó la composición de las emisiones de COV a ocho años de su implementación.

Las estimaciones de los potenciales de formación de ozono y de aerosoles secundarios, permitió identificar que el control de los BTEX debe priorizarse en las políticas de control tanto por su efecto toxicológico como para reducir los niveles de ozono troposférico y de partículas finas y ultrafinas en las zonas urbanas; por ello, sería recomendable considerar una política de reducción de BTEX en las gasolinas que se consumen en Guanajuato y en Monterrey (en primer lugar, el contenido de benceno, seguido por el de otros compuestos aromáticos), similar a la composición de las gasolinas que se venden en la ZMVM.

La comparación entre la reactividad al $\bullet\text{OH}$ y al PFO confirma que los COV más reactivos no siempre son los que más ozono generan. La primera describe la rapidez de oxidación, mientras que la segunda refleja la contribución real a la formación de ozono. Considerar ambos parámetros ofrece una evaluación más completa del efecto de los COV sobre la calidad del aire y orienta mejor las prioridades de control de emisiones.

Se recomienda el incremento en la ventilación de los túneles para disminuir la exposición de los transeúntes a COV tóxicos en los senderos peatonales y considerar la disminución de compuestos aromáticos en las gasolinas, para disminuir riesgos a la salud de la población y el potencial de formación de ozono y aerosoles secundarios. Asimismo, se exhorta a las autoridades ambientales a realizar la determinación periódica de perfiles vehiculares en estas y otras ciudades del país, aunada a la determinación de factores de emisión y la clasificación de la flota vehicular, para conocer la evolución de la composición de las emisiones; esto, con el fin de que los encargados de la toma de decisiones cuenten con elementos para proponer medidas efectivas de reducción de estos contaminantes.

REFERENCIAS

- Adamović D., Dorić J. y Vojinović-Miloradov M. (2013). BTEX in the exhaust emissions of motor vehicles. En: Causes, impacts and solutions to global warming (Dincer I., Colpan C., Kadioglu F., Eds). Springer, Nueva York, EUA, 333-342. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7588-0_21
- Ait-Helal W., Beeldens A., Boonen E., Borbon A., Boréave A., Cazaunau M., Chen H., Daële V., Dupart Y., Gaimoz C., Gallus M., George C., Grand N., Grosselin B., Herrmann H., Ifang S., Kurtenbach R., Maille M., Marjanovic I., Mellouki A., Miet K., Mothes F., Poulain L., Rabe R., Zapf P., Kleffmann J. y Doussin J.F. (2015). On-road measurements of NMVOCs and NOx: Determination of light-duty vehicles emission factors from tunnel studies in Brussels city center. *Atmospheric Environment* 122, 799-81207. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.09.066>
- Akther T., Rappenglueck B., Karim I., Nelson B.S., Mayhew A.W., Retama A. y Rivera-Hernández O. (2025). Box-modelling of O₃ and its sensitivity towards VOCs and NO_x in Mexico City under altered emission conditions. *Atmospheric Environment* 363, 121623. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2025.121623>
- Araizaga A.E., Mancilla Y. y Mendoza A. (2013). Volatile organic compound emissions from light-duty vehicles in Monterrey, Mexico: A tunnel study. *International Journal of Environmental Research* 7 (2), 277-292. <https://doi.org/10.22059/ijer.2013.607>
- Atkinson R. (1997). Gas-phase tropospheric chemistry of volatile organic compounds: 1. Alkanes and alkenes. *Journal of Physical and Chemical Reference Data* 26 (2), 215-290. <https://doi.org/10.1063/1.556012>
- Atkinson R. (2000). Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x. *Atmospheric Environment* 34 (12-14), 2063-2101. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00460-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00460-4)
- Barrefors G. y Petersson G. (1992). Volatile hazardous hydrocarbons in a Scandinavian urban road tunnel. *Chemosphere* 25 (5), 691-696. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(92\)90431-P](https://doi.org/10.1016/0045-6535(92)90431-P)
- Baudic A., Gros V., Sauvage S., Locoge N., Sanchez O., Sarda-Estève R., Kalogridis C., Petit J.E., Bonnaire N., Baisnée D., Favez O., Albinet A., Sciare J. y Bonsang B. (2016). Seasonal variability and source apportionment of volatile organic compounds (VOCs) in the Paris megacity (France). *Atmospheric Chemistry and Physics* 16 (18), 11961-11989. <https://doi.org/10.5194/acp-16-11961-2016>
- Bolden A.L., Kwiatkowski C.F. y Colborn T. (2015). New look at BTEX: Are ambient levels a problem? *Environmental Science and Technology* 49 (9), 5261-5276. <https://doi.org/10.1021/es505316f>
- Carter W.P.L. (1994). Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds. *Air and Waste* 44 (7), 881-899. <https://doi.org/10.1080/1073161X.1994.10467290>

- Carter W.P.L. (2009). Updated maximum incremental reactivity scale and hydrocarbon bin reactivities for regulatory applications. California Air Resources Board Contract 339. Sacramento, California, USA, pp. 64.
- Cerón-Bretón J.G., Cerón-Bretón R.M., Kahl J.D., Ramírez-Lara E., Guarnaccia C., Aguilar-Ucán C.A., Montalvo-Romero C., Anguebes-Franceschi F y López-Chuken U. (2015). Diurnal and seasonal variation of BTEX in the air of Monterrey, Mexico: Preliminary study of sources and photochemical ozone pollution. *Air Quality, Atmosphere and Health* 8 (5), 469-482. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0296-1>
- Chen K.S., Lai C.H. y Ho Y.T. (2003). Source profiles and ozone formation potentials of volatile organic compounds in 3 traffic tunnels in Kaohsiung, Taiwan. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 53(1), 102-112. <https://doi.org/10.1080/10473289.2003.10466114>
- CRE (2016). Norma Oficial Mexicana NOM-016-CRE-2016. Especificaciones de calidad de los petrolíferos. Comisión Reguladora de Energía. Diario Oficial de la Federación, Ciudad de México, México, 29 de agosto.
- Cui L., Wang X.L., Ho K.F., Gao Y., Liu C., Ho S.S.H., Li H.W., Lee S.C., Wang X.M., Jiang B.Q., Huang Y., Chow J.C., Watson J.G. y Chen L.W. (2018). Decrease of VOC emissions from vehicular emissions in Hong Kong from 2003 to 2015: Results from a tunnel study. *Atmospheric Environment* 177, 64-74. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.020>
- Deng C., Jin Y., Zhang M., Liu X. y Yu Z. (2018). Emission characteristics of VOCs from on-road vehicles in an urban tunnel in eastern China and predictions for 2017-2026. *Aerosol and Air Quality Research* 18 (12), 3025-3034. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.07.0248>
- Derwent R.G., Jenkin M.E., Utembe S.R., Shallcross D.E., Murrells T.P. y Passant N.R. (2010). Secondary organic aerosol formation from a large number of reactive man-made organic compounds. *Science of The Total Environment* 408 (16), 3374-3381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.04.013>
- Fang H., Huang X., Zhang Y., Pei C., Huang Z., Wang Y., Chen Y., Yan J., Zeng J., Xiao S., Luo S., Li S., Wang J., Zhu M., Fu X., Wu Z., Zhang R., Song W., Zhang G., Hu W., Tang M., Ding X., Bi X. y Wang X. (2021). Measurement report: Emissions of intermediate-volatility organic compounds from vehicles under real-world driving conditions in an urban tunnel. *Atmospheric Chemistry and Physics* 21 (13), 10005-10013. <https://doi.org/10.5194/acp-21-10005-2021>
- Gentner D.R., Jathar S.H., Gordon T.D., Bahreini R., Day D.A., El Haddad I., Hayes P.L., Pieber S.M., Platt S.M., de Gouw J., Goldstein A.H., Harley R.A., Jimenez J.L., Prévôt A.S.H., y Robinson A.L. (2017). Review of urban secondary organic aerosol formation from gasoline and diesel motor vehicle emissions. *Environmental Science and Technology* 51 (3), 1074-1093. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04509>
- Gertler A.W., Gillies J.A., Pierson W.R., Rogers C.F., Sagebiel J.C., Abu-Allaban M., Coulombe W., Tarnay L. y Cahill T.A. (2002). Real-world particulate matter and gaseous emissions from motor vehicles in a highway tunnel. *Research Reports of the Health Effects Institute* 107, 5-56.
- GM (2026a). Túnel de la Loma Larga. 1:90.000. Google Maps [en línea]. <https://www.google.com/maps/place/Túnel+de+la+Loma+Larga/@25.6862991,-100.3265543,16366m/24/03/2026>.
- GM (2026b). Túnel El Barretero. 1:21.000. Google Maps [en línea]. <https://www.google.com/maps/place/Túnel+El+Barretero,+Guanajuato/@21.0196408,-101.2579873,3530m/24/03/2026>.
- Grosjean D. y Grosjean E. (2002). Airborne carbonyls from motor vehicle emissions in two highway tunnels. *Research Reports of the Health Effects Institute* 107, 57-78.
- Han X., Zhu L., Wang S., Meng X., Zhang M. y Hu J. (2018). Modeling study of impacts on surface ozone of regional transport and emissions reductions over North China Plain in summer 2015. *Atmospheric Chemistry and Physics* 18 (16), 12207-12221. <https://doi.org/10.5194/acp-18-12207-2018>
- Hata H., Okada M., Yanai K., Kugata M. y Hoshi J. (2022). Exhaust emissions from gasoline vehicles after parking events evaluated by chassis dynamometer experiment and chemical kinetic model of three-way catalytic converter. *Science of The Total Environment* 848, 157578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157578>
- Hernández-Paniagua I.Y., Clemittshaw K.C. y Mendoza A. (2017). Observed trends in ground-level O₃ in Monterrey, Mexico, during 1993-2014: Comparison with Mexico City and Guadalajara. *Atmospheric Chemistry and Physics* 17 (14), 9163-9185. <https://doi.org/10.5194/acp-17-9163-2017>
- Ho K.F., Lee S.C., Ho W.K., Blake D.R., Cheng Y., Li Y.S., Ho S.S.H., Fung K., Louie P.K.K. y Park D. (2009). Vehicular emission of volatile organic compounds (VOCs) from a tunnel study in Hong Kong. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9 (19), 7491-7504. <https://doi.org/10.5194/acp-9-7491-2009>
- Hsu Y.C., Tsai J.H., Chen H.W. y Lin W.Y. (2001). Tunnel study of on-road vehicle emissions and the photochemical potential in Taiwan. *Chemosphere* 42 (3), 227-234. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00074-6](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00074-6)
- Hung-Lung C., Ching-Shyung H., Shih-Yu C., Ming-Ching W., Sen-Yi M. y Yao-Sheng H. (2007). Emis-

- sion factors and characteristics of criteria pollutants and volatile organic compounds (VOCs) in a freeway tunnel study. *Science of The Total Environment* 381 (1-3), 200-211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.03.039>
- Hwa M.Y., Hsieh C.C., Wu T.C. y Chang L.F.W. (2002). Real-world vehicle emissions and VOCs profile in the Taipei tunnel located at Taiwan Taipei area. *Atmospheric Environment* 36 (12), 1993-2002. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00148-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00148-6)
- Hwang K., An J.G., Loh A., Kim D., Choi N., Song H., Choi W. y Yim U.H. (2023). Mobile measurement of vehicle emission factors in a roadway tunnel: A concentration gradient approach. *Chemosphere* 328, 138611. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138611>
- INECC (2018). Perfil de composición de los compuestos orgánicos volátiles en túneles vehiculares del país. Documento ejecutivo. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Ciudad de México, México, 22 pp.
- Jaimes L. y Sandoval J. (2002). Propane and butane emission sources to ambient air of Mexico City metropolitan area. *Science of The total Environment* 289 (1-3), 243-247. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01017-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01017-8)
- Jaimes-Palomera M., Retama A., Elías-Castro G., Neria-Hernández A., Rivera-Hernández O. y Velasco E. (2016). Non-methane hydrocarbons in the atmosphere of Mexico City: Results of the 2012 ozone-season campaign. *Atmospheric Environment* 132, 258-275. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.02.047>
- Kuo C.P. y Fu J.S. (2023). Ozone response modeling to NO_x and VOC emissions: Examining machine learning models. *Environment International* 176, 107969. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107969>
- Lai C.H. y Peng Y.P. (2012). Volatile hydrocarbon emissions from vehicles and vertical ventilations in the Hsuehshan traffic tunnel, Taiwan. *Environmental monitoring and assessment* 184, 4015-4028. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2240-2>
- Li H., Andrews G.E. y Khan A.A. (2009). VOC emissions and OFP assessment for two real world urban driving cycles using a EURO 2 SI car. *SAE International Journal of Fuels and Lubricants* 1 (1), 624-645. <https://doi.org/10.4271/2008-01-1303>
- Li Q., Su G., Li C., Liu P., Zhao X., Zhang C., Sun X., Mu Y., Wu M., Wang Q. y Sun B. (2020). An investigation into the role of VOCs in SOA and ozone production in Beijing, China. *Science of The Total Environment* 720, 137536. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137536>
- Lonneman W.A., Seila R.L. y Meeks S.A. (1986). Non-methane organic composition in the Lincoln Tunnel. *Environmental Science and Technology* 20 (8), 790-796. <https://doi.org/10.1021/es00150a005>
- Lovett G.M., Tear T.H., Evers D.C., Findlay S.E., Cosby B.J., Dunscomb J.K., Driscoll C.T. y Weathers K.C. (2009). Effects of air pollution on ecosystems and biological diversity in the eastern United States. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162 (1), 99-135. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04153.x>
- Ma X., Zhang T., Ji C., Zhai Y., Shen X. y Hong J. (2021). Threats to human health and ecosystem: Looking for air-pollution-related damage since 1990. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 145, 111146. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111146>
- Macedo V.C., Daemme L.C., Penteado R., da Motta H.N. y Correa S.M. (2017). BTEX emissions from flex fuel motorcycles. *Atmospheric Pollution Research* 8 (6), 1160-1169. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.05.006>
- Manisalidis I., Stavropoulou E., Stavropoulos A. y Bezirtzoglou E. (2020). Environmental and health impacts of air pollution: A review. *Frontiers in Public Health* 8, 14. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>
- Mazzuca G.M., Ren X., Loughner C.P., Estes M., Crawford J.H., Pickering K.E., Weinheimer A.J. y Dickerson R.R. (2016). Ozone production and its sensitivity to NO_x and VOCs: Results from the DISCOVER-AQ field experiment, Houston 2013. *Atmospheric Chemistry and Physics* 16 (22), 14463-14474. <https://doi.org/10.5194/acp-16-14463-2016>
- McGillen M.R., Carter W.P., Mellouki A., Orlando J.J., Picquet-Varraut B. y Wallington T.J. (2020). Database for the kinetics of the gas-phase atmospheric reactions of organic compounds. *Earth System Science Data* 12 (2), 1203-1216. <https://doi.org/10.5194/essd-12-1203-2020>
- McLaren R., Gertler A.W., Witteroff D.N., Belzer W., Dann T. y Singleton D.L. (1996). Real-world measurements of exhaust and evaporative emissions in the Cassiar tunnel predicted by chemical mass balance modeling. *Environmental Science and Technology* 30 (10), 3001-3009. <https://doi.org/10.1021/es960036k>
- Montero-Montoya R., López-Vargas R. y Arellano-Aguilar O. (2018). Volatile organic compounds in air: Sources, distribution, exposure and associated illnesses in children. *Annals of Global Health* 84 (2), 225. <https://doi.org/10.29024/aogh.910>
- Muda I., Mohammadi M.J., Sepahvad A., Farhadi A., Fadhel-Obaid R., Taherian M., Alali N., Chowdhury S. y Farhadi M. (2023). Associated health risk assessment due to exposure to BTEX compounds in fuel station workers. *Reviews on Environmental Health* 39 (3), 435-446. <https://doi.org/10.1515/reveh-2023-0012>
- Mugica V., Vega E., Arriaga J.L. y Ruiz M.E. (1998). Determination of motor vehicle profiles for non-methane

- organic compounds in the Mexico City metropolitan area. *Journal of the Air and Waste Management Association* 48 (11), 1060-1068. <https://doi.org/10.1080/10473289.1998.10463770>
- Mugica-Álvarez V., Magaña-Reyes M., Martínez-Reyes A., Figueroa-Lara J., Blanco-Jiménez S., Goytia-Leal V., Páramo-Figueroa V.H. y García-Martínez R. (2020). Updating real-world profiles of volatile organic compounds and their reactivity estimation in tunnels of Mexico City. *Atmosphere* 11 (12), 1339. <https://doi.org/10.3390/atmos11121339>
- Na K., Kim Y.P., Moon I. y Moon K.C. (2004). Chemical composition of major VOC emission sources in the Seoul atmosphere. *Chemosphere* 55 (4), 585-594. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.01.010>
- Nuvolone D., Petri D. y Voller F. (2018). The effects of ozone on human health. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 8074-8088. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9239-3>
- OCCAAMM (2025). Cruzada por una gasolina de calidad para Monterrey. La importancia de la regulación de la presión de vapor de los combustibles. Observatorio Ciudadano de la Calidad del Aire del Área Metropolitana de Monterrey, Nuevo León, México, 19 pp.
- Palma-Jaimes J. (2018). Potencial de formación de ozono de compuestos orgánicos volátiles emitidos por vehículos automotores a gasolina. Tesis de licenciatura. División de Ciencias Básicas, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Ciudad de México, México, 51 pp.
- Peralta O., Ortíz-Alvarez A., Torres-Jardón R., Suárez-Lastra M., Castro T. y Ruiz-Suárez L.G. (2021). Ozone over Mexico City during the COVID-19 pandemic. *Science of The Total Environment* 761, 143183. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143183>
- Pinthong N., Thepanondh S., Kultun V. y Keawboonchu J. (2022). Characteristics and impact of VOCs on ozone formation potential in a petrochemical industrial area, Thailand. *Atmosphere* 13 (5), 732. <https://doi.org/10.3390/atmos13050732>
- Santos E.M. y Azevedo D.D.A. (2021). Impact on ground-level ozone formation by emission characterization of volatile organic compounds from a flex-fuel light-duty vehicle fleet in a traffic tunnel in Rio de Janeiro, Brazil. *Air Quality, Atmosphere and Health* 14 (2), 259-270. <https://doi.org/10.1007/s11869-020-00931-6>
- Saunois M., Bousquet P., Poulter B., Pregon A., Ciais P., Canadell J.G., Dlugokencky E.J., Etiope G., Bastviken D., Houweling S., Janssens-Maenhout G., Tubiello F.N., Castaldi S., Jackson R.B., Alexe M., Arora V.K., Beerling D.J., Bergamaschi P., Blake D.R., Brailsford G., Brovkin V., Bruhwiler L., Crevoisier C., Crill P., Covey K., Curry C., Frankenberg C., Gedney N., Höglund-Isaksson L., Ishizawa M., Ito A., Joos F., Kim H.S., Kleinen T., Krummel P., Lamarque J.F., Langenfelds R., Locatelli R., Machida T., Maksyutov S., McDonald K.C., Marshall J., Melton J.R., Morino I., Naik V., O'Doherty S., Parmentier F.J.W., Patra P.K., Peng C., Peng S., Peters G.P., Pison I., Prigent C., Prinn R., Ramonet M., Riley W.J., Saito M., Santini M., Schroeder R., Simpson I.J., Spahn R., Steele P., Takizawa A., Thornton B.F., Tian H., Tohjima Y., Viovy N., Voulgarakis A., van Weele M., van der Werf G.R., Weiss R., Wiedinmyer C., Wilton D.J., Wiltshire A., Worthy D., Wunch D., Xu X., Yoshida Y., Zhang B., Zhang Z. y Zhu Q. (2016). The global methane budget: 2000-2012. *Earth System Science Data Discussions* 8 (2), 1-79. <https://doi.org/10.5194/essd-8-697-2016>
- SAMA (2021). Inventario de emisiones de contaminantes criterio y precursores: Guanajuato 2021. Secretaría del Agua y Medio Ambiente del Estado de Guanajuato, Guanajuato, México, 43 pp.
- Sharma S.B., Jain S., Khirwadkar P. y Kulkarni S. (2013). The effects of air pollution on the environment and human health. *Indian Journal of Research in Pharmacy and Biotechnology* 1(3), 391.
- Shaw J.T., Rickard A.R., Newland M.J. y Dillon T.J. (2020). Rate coefficients for reactions of OH with aromatic and aliphatic volatile organic compounds determined by the multivariate relative rate technique. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 20 (16), 9725-9736. <https://doi.org/10.5194/acp-20-9725-2020>
- Solaz-Portolés J.J. (2001). El ozono atmosférico, ¿benefactor o malhechor? *Caderno Brasileiro de Ensino de Física* 18 (3), 350-363.
- Song C., Liu Y., Sun L., Zhang Q. y Mao H. (2020). Emissions of volatile organic compounds (VOCs) from gasoline-and liquified natural gas (LNG)-fueled vehicles in tunnel studies. *Atmospheric Environment* 234, 117626. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117626>
- Stemmler K., Bugmann S., Buchmann B., Reimann S. y Staehelin J. (2005). Large decrease of VOC emissions of Switzerland's car fleet during the past decade: Results from a highway tunnel study. *Atmospheric Environment* 39 (6), 1009-1018. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.10.010>
- Sun J., Wu F., Hu B., Tang G., Zhang J. y Wang Y. (2016). VOC characteristics, emissions and contributions to SOA formation during hazy episodes. *Atmospheric Environment* 141, 560-570. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.060>
- USEPA (1999a). Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air: Method TO-14A—Determination of volatile organic compounds (VOCs) in ambient air using specially-

- prepared canisters with subsequent analysis by gas chromatography (EPA/625/R-96/010b). United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, EUA, 90 pp.
- USEPA (1999b). Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air: Method TO-15—Determination of volatile organic compounds (VOCs) in air collected in specially-prepared canisters and analyzed by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS) (EPA/625/R-96/010b). United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, EUA, 67 pp.
- Velasco E., Lamb B., Westberg H., Allwine E., Sosa G., Arriaga-Colina J.L., Jobson B.T., Alexander M.L., Prazeller P., Knighton W.B., Rogers T.M., Grutter M., Herndon S.C., Kolb C.E., Zavala M., de Foy B., Volkamer R., Molina L.T. y Molina M.J. (2007). Distribution, magnitudes, reactivities, ratios and diurnal patterns of volatile organic compounds in the Valley of Mexico during the MCMA 2002 and 2003 field campaigns. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7 (2), 329-353. <https://doi.org/10.5194/acp-7-329-2007>
- Wang M., Lu Y., Ji W., Chai W., Wang H., Ding F., Zhao X., Qin M., Zhang Y., Ge X. y Shao M. (2025). Maximum incremental reactivity for volatile organic compounds in three city clusters of China: Quantification, variability, and implications for ozone control. *Atmospheric Environment* 361, 121459. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2025.121459>
- Wu W., Zhao B., Wang S. y Hao J. (2017). Ozone and secondary organic aerosol formation potential from anthropogenic volatile organic compounds emissions in China. *Journal of Environmental Sciences* 53, 224-237. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.03.025>
- Xin Y., Liu C., Lun X., Xie S., Liu J. y Mu Y. (2024). Rate coefficients for the reactions of OH radicals with C 3-C 11 alkanes determined by the relative-rate technique. *Atmospheric Chemistry and Physics* 24 (19), 11409-11429. <https://doi.org/10.5194/acp-24-11409-2024>
- Zhang J., Wei Y. y Fang Z. (2019). Ozone pollution: A major health hazard worldwide. *Frontiers in Immunology* 10, 2518. <https://doi.org/10.3389/fimmu.2019.02518>
- Zhang J., Peng J., Song A., Du Z., Guo J., Liu Y., Yang Y., Wu L., Wang T., Song K., Guo S., Collins D. y Mao H. (2024). Secondary organic aerosol formation potential from vehicular non-tailpipe emissions under real-world driving conditions. *Environmental Science and Technology* 58 (12), 5419-5429. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c06475>
- Zhang Q., Wu L., Fang X., Liu M., Zhang J., Shao M., Lu S. y Mao H. (2018). Emission factors of volatile organic compounds (VOCs) based on the detailed vehicle classification in a tunnel study. *Science of The Total Environment* 624, 878-886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.171>
- Zhao S., Li R., Wang S., Liu Y., Lu W. y Zhao Y. (2023). Emission of volatile organic compounds from landfill working surfaces: Formation potential of ozone and secondary organic aerosols. *Science of The Total Environment* 886, 163954. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163954>
- Zou Y., Charlesworth E., Wang N., Flores R.M., Liu Q.Q., Li F., Deng T. y Deng X.J. (2021). Characterization and ozone formation potential (OFP) of non-methane hydrocarbons under the condition of chemical loss in Guangzhou, China. *Atmospheric Environment* 262, 118630. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118630>