

**Afinación de los métodos de evaluación de la exposición de los  
habitantes a las emisiones de vehículos automotores**

**Texto preparado para la Comisión para la Cooperación Ambiental**

**por**

**Chris Van Atten *et al.***

**Noviembre de 2004**

**Afinación de los métodos para evaluar la exposición de los habitantes  
a las emisiones de vehículos automotores**

Autores: *Chris Van Atten,<sup>1</sup> Michael Brauer,<sup>2</sup> Tami Funk,<sup>3</sup> Nicolas L. Gilbert,<sup>4</sup> Lisa Graham,<sup>5</sup> Debra Kaden,<sup>6</sup> Paul J. Miller,<sup>7</sup> Leonora Rojas Bracho,<sup>8</sup> Amanda Wheeler<sup>4</sup> y Ronald H. White,<sup>9</sup> con aportaciones adicionales del Taller sobre Metodologías para Evaluar la Exposición sobre Metodologías la Exposición a las Emisiones Vehiculares \**

<sup>1</sup>M.J. Bradley and Associates, 47 Junction Square Drive, Concord, MA, 01742, EU

<sup>2</sup>School of Occupational and Environmental Hygiene, University of British Columbia, Vancouver, BC, V6T 1Z3, Canadá

<sup>3</sup>Sonoma Technologies, Inc., 1360 Redwood Way, Suite C, Petaluma, CA, 94954, EU

<sup>4</sup>Health Canada, Standard Life Building, Room 710, 274 Slater Street, PL 3807B, Ottawa, ON, K1A 0K9, Canadá

<sup>5</sup>Environment Canada, 335 River Road, Ottawa, ON, K1A 0H3, Canadá

<sup>6</sup>Health Effects Institute, Charlestown Navy Yard, 120 Second Avenue, Boston, MA, 02129, EU

<sup>7</sup>**Autores correspondientes:** Comisión para la Cooperación Ambiental Commission for Environmental Cooperation, 393 rue St-Jacques Ouest, Bureau 200, Montreal, Quebec, H2Y 1N9, Canadá

<sup>8</sup>Instituto Nacional de Ecología, Periférico Sur 5000, Col. Insurgentes Cuicuilco, 04530 México, D.F.

<sup>9</sup>Risk Sciences and Policy Institute, Johns Hopkins Bloomberg School of Public Health, 615 N. Wolfe Street, Room W6035, Baltimore, MD, 21205, EU

\*Participantes adicionales del Taller sobre Metodologías para Evaluar la Exposición a las Emisiones de Vehículos Automotores celebrado los días 29 y 30 de septiembre de 2003 en la Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Quebec: Jeffrey Brook, Timothy Buckley, Verónica Garibay Bravo, Fernando Holguin, Hortencia Moreno-Macías, Álvaro R. Osornio Vargas, Matiana Ramírez Aguilar, e Iris Xiaohong Xu.

Los autores agradecen las valiosas contribuciones a este artículo de Richard Baldauf de la Agencia de Protección Ambiental de EU, Barry Jessiman de Health Canada y Anne-Marie Baribeau.

### **Descargo de responsabilidad**

Este artículo fue preparado para el Secretariado de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) como resultado de las discusiones de un taller de trabajo. Las opiniones, puntos de vista y otra información contenida en el presente texto no necesariamente reflejan las opiniones y políticas de la CCA, los gobiernos de Canadá, EU y México o el Health Effects Institute y sus patrocinadores (la Agencia de Protección Ambiental de EU y los fabricantes de vehículos y motores).

### **Intereses en conflicto**

No se declaró ningún conflicto de interés

### **Contribución de los autores**

Todos los autores contribuyeron en la revisión y leyeron y aprobaron el escrito final.

## **Siglas y abreviaturas**

ATMS	Sistemas avanzados de manejo de tránsito
CCA	Comisión para la Cooperación Ambiental
CMEM	Comprehensive Modal Emissions Model (modelo integral de emisiones modales)
COV	Compuestos orgánicos volátiles
SAVIAH	Small Area Variations in Air Pollution and Health (variaciones de la contaminación atmosférica y la salud en zonas pequeñas)
SIG	Sistema de información geográfica
TEM	Microscopía de transmisión electrónica
TRAPCA	Traffic-Related Air Pollution on Childhood Asthma

## **Resumen**

Es creciente la necesidad de evaluar de manera más certera la exposición de la población a las emisiones vehiculares en las cercanías de las principales carreteras y autopistas. Ello obedece en parte a los incipientes requerimientos de política para realizar evaluaciones más definidas de los efectos en la salud humana derivados de la expansión de la red carretera y el aumento constante del transporte comercial. También es creciente el impulso de la comunidad científica por mejorar los métodos para medir la exposición local, así como determinar qué elementos de la mezcla de las emisiones pueden tener efectos más graves en la salud de quienes están expuestos a una parte desproporcionada de contaminación vehicular. Para determinar la vanguardia científica en materia de evaluación de las emisiones a lo largo de las carreteras grandes y contribuir a una toma de decisiones informada por las necesidades y las tendencias de la investigación, se presenta un panorama de los incipientes requerimientos de política junto con un marco conceptual para la evaluación de la exposición a las emisiones de vehículos automotores. También se identifican las fortalezas y las debilidades de cada elemento del marco conceptual de las evaluaciones de la exposición, lo que puede servir para orientar futuros esfuerzos que fortalezcan los enfoques de evaluación de la exposición de la gente a las emisiones vehiculares.

## Antecedentes

En el ámbito político de salud pública está surgiendo la necesidad de recopilar mayor información sobre los efectos en la salud asociados con la contaminación atmosférica en las comunidades cercanas a las arterias de tráfico intenso. Ello se desprende de un número creciente de estudios que plantean la posible asociación entre la proximidad a una carretera muy transitada (y sus emisiones respectivas) y el mayor riesgo de enfermedades cardiovasculares y respiratorias y problemas de cáncer [1-6], así como estudios que describen las mayores concentraciones de contaminantes atmosféricos en la cercanía de carreteras muy transitadas. Tales estudios han llevado a funcionarios gubernamentales, defensores de la salud y el medio ambiente e investigadores a considerar las repercusiones de estos hallazgos en la agenda política general.

Sirva como ejemplo California, que acaba de adoptar una ley que exige que en los lugares propuestos para establecer escuelas se realicen evaluaciones de los efectos en la salud pública de las carreteras de tráfico intenso. La nueva ley prohíbe que se establezcan escuelas en un radio de 500 pies de la orilla del carril de tráfico más cercano de una autopista u otro corredor de tránsito denso a menos que la escuela determine que los niveles de calidad del aire en el sitio propuesto no representan peligro de corto o mediano plazo para los alumnos [7].

En numerosas zonas metropolitanas los residentes que viven cerca de carreteras muy transitadas son minorías o población de bajos ingresos, lo que plantea inquietudes de justicia ambiental y el papel de la contaminación atmosférica y las condiciones socioeconómicas en la salud [8, 9]. Estos grupos demográficos pueden estar expuestos a otros riesgos de salud derivados del medio ambiente y los centros de trabajo, tienen un estatus nutricional bajo y un acceso limitado a la atención médica, o registran una presencia más alta de algunas de las enfermedades que subyacen a los efectos en la salud causados por la contaminación atmosférica.

Las emisiones de diésel contribuyen de manera significativa a las emisiones de fuentes móviles en América del Norte y predominan en las emisiones relacionadas con el comercio. California incluyó las partículas de diésel en la lista de emisiones como un contaminante atmosférico tóxico al reconocer su potencial para producir cáncer [10] y en 2002 la Agencia de Protección Ambiental de EU clasificó las emisiones como posible cancerígeno humano [11]. Por tanto, las emisiones de diésel plantean inquietudes sobre si las comunidades muy cercanas a las principales rutas comerciales y cruces fronterizos congestionados llevan una carga desproporcionada de riesgos de salud asociados con el mayor transporte relacionado con el comercio. Las ciudades con cruces fronterizos muy concurridos ameritan atención especial debido al tráfico de camiones pesados, filas interminables de camiones a diésel y prolongados tiempos de espera [12-14].

Las crecientes presiones del crecimiento sin control de la mancha urbana muy probablemente seguirán aumentando las carreteras de tráfico intenso y, por ende, los kilómetros recorridos por vehículo, atendiendo en particular las preocupaciones de salud relacionadas con la exposición de la población a las respectivas emisiones vehiculares [8]. La política de fomentar la creación de centros residenciales en las zonas urbanas centrales revitalizan la economía del lugar y reducen tanto la extensión de la mancha urbana cuanto los kilómetros recorridos por vehículo, pero también pueden elevar los niveles de exposición a los escapes, sobre todo de camiones pesados.

A la luz del imperativo de comprender mejor los efectos en la salud de las emisiones vehiculares en determinado sitio, la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) emprendió la revisión de los métodos empleados para evaluar la exposición de los habitantes a lo largo de las arterias más transitadas. Los gobiernos de Canadá, Estados Unidos y México crearon la CCA en 1993 al amparo del acuerdo paralelo medioambiental del Tratado de Libre Comercio de América del Norte con objeto de “promover el desarrollo sustentable a partir de la cooperación y el apoyo mutuo en políticas ambientales y económicas” [15]

Para dar contexto a los aspectos y evaluar el estado actual de la ciencia, la CCA auspició un taller de dos días en septiembre de 2003 en Montreal, Canadá: “Taller sobre metodologías de evaluación de la exposición a emisiones de escapes vehiculares”. Un grupo de expertos de los ámbitos gubernamentales, académicos y de consultoría privada de Canadá, EU y México asistió al taller para analizar los enfoques y los elementos de éstos para evaluar la exposición ciudadana a las emisiones vehiculares. El presente artículo es una reflexión del conocimiento y comprensión compartidos en el taller y presenta una revisión de las metodologías para evaluar la exposición de la gente a las emisiones vehiculares a lo largo de los principales corredores de transporte.

La revisión se centra en los elementos funcionales de los métodos para evaluar la exposición de la población. Hay algunos otros factores externos, como el nivel socioeconómico, los hábitos conductuales y condiciones previas de salud que pueden afectar el resultado en la salud por la exposición a emisiones vehiculares. Éstos se reconocen pero no se examinan en profundidad; son materia de otra revisión (véase [9] y las respectivas referencias).

## **Marco conceptual**

A fin de dar un paso adelante en la elaboración de las evaluaciones de la exposición de los lugareños que ayude a cubrir las incipientes necesidades de política, se presenta un marco conceptual para comprender el proceso de la evaluación de la exposición, al tiempo que se intenta transmitir los numerosos retos que tal análisis entraña. Luego del marco de trabajo se describen algunas herramientas y técnicas específicas que pueden ayudar a calcular la exposición a la contaminación de la gente que habita en las cercanías de los corredores más transitados.

Suele haber dos razones para realizar evaluaciones e la exposición: 1) como parte de estudios epidemiológicos que vinculan las observaciones de males respiratorios, cáncer y otros problemas de salud con las causas de la enfermedad, y 2) para evaluar el riesgo ambiental en la evaluación y cuantificación de los riesgos de una población que se deriven de una fuente determinada de contaminación. El objetivo, sea epidemiológico o de riesgo, y la magnitud de los recursos disponibles influirán en la selección y el rigor de la metodología empleada para evaluar la exposición.

Nuestro marco de trabajo, resumido en la **figura 1**, comienza con las emisiones generadas por un vehículo determinando (factor 1). Se sabe que una multitud de factores influyen en el desempeño individual de las emisiones de un vehículo, como la edad de

éste, el combustible quemado, las condiciones y desempeño de los sistemas de control de la contaminación del vehículo, la carga del motor, el ciclo de manejo y otros. Se han intentado medir en laboratorio esos factores con los típicos ciclos de manejo en un dinamómetro de chasis o de motor para las emisiones del escape. Las pérdidas por evaporación, marcha y recarga de combustible también se pueden evaluar en laboratorio, pero los métodos son a menudo difíciles y engorrosos y no muy representativos de las condiciones reales. Una alternativa es medir las emisiones en la vida real mediante el monitoreo de respuesta rápida de los vehículos en lo individual mientras están en funcionamiento [16] o con sistemas de medición de las emisiones en la carretera. [17]

**Figura 1. Marco conceptual para evaluar la exposición de la población a las emisiones automotoras** [una multitud de factores influyen en la exposición humana a los escapes de los vehículos y sus efectos adversos en la salud. Nuestro marco resume los principales factores que contribuyen a determinar en el grado de exposición a los escapes de los automotores de la población receptora.]

Emisiones		Dispersión y transformación		Concentración inhalada	Exposición	Efectos en la salud
Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4		Factor 5	Factor 6
						
<p>Las emisiones individuales de un vehículo están determinadas por una multitud de factores:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>— Carga del vehículo</li> <li>— Temperatura del vehículo (como ponerlo en marcha cuando hace frío)</li> <li>— Servicios</li> <li>— Características del combustible</li> <li>— Sistemas de control de la contaminación</li> <li>— Manipulación</li> <li>— Velocidad</li> </ul>	<p>De manera colectiva, las emisiones de los vehículos que circulan en un punto determinado dependen de:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>— El número de kilómetros recorridos por los vehículos en uso;</li> <li>— Clase y edad de los vehículos en circulación;</li> <li>— Estado del camino</li> <li>— Congestionamientos</li> <li>— Señales de tránsito</li> </ul>	<p>Las características de las carreteras influyen en el transporte y dispersión de la contaminación</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>— Cañones urbanos</li> <li>— Barreras de sonido</li> <li>— Túneles</li> <li>— Parabrisas (contraviento)</li> <li>— Topografía, (valles, etcétera)</li> </ul>	<p>La transformación y descomposición atmosférica influye en las concentraciones espaciales y temporales de los contaminantes:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>— Luz solar</li> <li>— Temperatura</li> <li>— Humedad</li> <li>— Dirección y velocidad del viento</li> <li>— Altitud de la mezcla</li> <li>— La mezcla de sustancias en la atmósfera y sus reacciones químicas</li> <li>— Disposición</li> </ul>		<p>El grado de exposición dependerá de los patrones de actividad de los individuos y el tiempo que pasen en los diversos microambientes:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>— La gente usa diversas clases de transporte. Viaja o se muda a otras ciudades y se transporta entre el trabajo, el hogar, la escuela, etcétera</li> <li>— Dentro de un vehículo y otros microambientes los contaminantes se pueden concentrar en niveles mayores a los del medio circundante</li> </ul>	<p>Factores personales influyen en las repercusiones adversas en la salud a causa de la exposición a contaminantes:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>— Posición socioeconómica</li> <li>— Hábitos de conducta (por ejemplo, tabaco, alimentación, etcétera)</li> <li>— Enfermedades o males previos</li> <li>— Susceptibilidad genética</li> <li>— Edad</li> </ul>

--	--	--	--	--	--	--

Las emisiones vehiculares (factor 2) reflejan el desempeño colectivo de cientos de miles de vehículos que recorren determinada carretera en condiciones de manejo específicas (congestionamiento, etcétera). Los modelos de factores de emisión, como el MOBILE de la EPA de Estados Unidos, están formulados para calcular las emisiones de automotores con base en una multitud de arranques y frenados, velocidades de manejo, ritmos de deterioro de los sistemas de control de la contaminación y otros factores. El monitoreo en condiciones reales como campañas de sensores remotos, estudios en túneles o inventarios de emisiones basados en el combustible [18, 19] son otros enfoques que se pueden usar para realizar los cálculos. Cada uno de estos métodos también tiene limitaciones e incertidumbres que se deben considerar al elaborar un inventario de fuentes móviles.

Sin embargo, en algunos casos los factores de emisión generados por el modelo MOBILE pueden no ofrecer las características detalladas requeridas para una escala más pequeña, como un tramo de 2 km de carretera. Con todo, la versión más reciente (MOBILE6) incluye factores de emisión específicos de diversas clases de carreteras y grados de congestionamiento. La EPA desarrolla también la próxima generación de su modelo de emisiones de fuentes móviles, el MOVES, que calcula las estimaciones según los modos de operación de los vehículos. Tal modelo permitirá calcular los factores de emisión en un rango de escalas geoespaciales. Se han elaborado también otros modelos de factor de emisiones en microescala [20, 21].

También se puede hacer un conteo de los registros por clase de vehículo y luego usarlo como insumo del modelo. La Georgia Tech Research Partnership ha estado desarrollando el modelo MEASURE, que examina las emisiones vehiculares según la calidad del motor en el marco de un sistema de información geográfica (SIG) [22]. Este último permite vincular la típica producción de demanda de viajes, simular la producción del modelo o hacer cálculos aproximados del tránsito monitoreado con sistemas avanzados de manejo del tránsito (ATMS). El modelo contiene varios “enfoques modales” para estimar las emisiones en función de la tecnología de la flota vehicular y el “modo” de operación del vehículo, lo que representa una gama de condiciones de operación, como velocidad de crucero, aceleración, desaceleración, encendidos sin caminar, y la demanda de energía que conduce al enriquecimiento del combustible. También hace poco las universidades de California-Riverside y de Michigan elaboraron el modelo integral de emisiones modales (CMEM, Comprehensive Modal Emission Model). Se trata de un modelo que calcula el consumo de combustible y las emisiones contaminantes de gas con base en principios físicos y se calibra con un conjunto de datos de 300 vehículos en una variedad de ciclos de manejo. El CMEM ha sido comparado con Transims, modelo desarrollado por el Laboratorio Nacional de Los Álamos que simula la conducta de manejo de una población urbana como autómatas celulares [23]. Transims determina las actividades vehiculares expresadas en tiempo real. No se debe pasar por alto que estos modelos tienen que nutrirse de datos significativos.

Los datos de conteo del tráfico se pueden usar para calcular mejor las emisiones vehiculares a lo largo de carreteras específicas, pero puede haber problemas para encontrar datos para un periodo relativamente reciente o los datos pueden limitarse a

periodos cortos (12 horas), lo que plantea inquietudes sobre su aplicabilidad para hacer evaluaciones de exposición de largo plazo.

Cuando el escape o las emisiones evaporadas entran a la atmósfera, las características geográficas (factor 3), así como las condiciones climáticas y atmosféricas del lugar (factor 4), influyen en la química, el transporte y la dispersión de los contaminantes. Los investigadores modelan la dispersión para predecir el destino final y el transporte por aire de los contaminantes dando cuenta de estas variables.

Es importante señalar las diversas características de la mezcla de contaminantes urbanos. Los patrones espaciales presentados por los contaminantes atmosféricos del ambiente dependerán de los compuestos en cuestión. Los contaminantes secundarios, que se forman en la atmósfera en virtud de los contaminantes precursores, tienen una distribución más o menos pareja en las ciudades. Una excepción importante es el ozono en las inmediaciones de las autopistas grandes, en donde presenta menores concentraciones que en lugares más alejados donde su distribución es más pareja. El déficit de ozono en la carretera obedece a la rápida destrucción de la molécula de corta vida por los óxidos de nitrógeno (NO) presentes en las emisiones frescas de los vehículos. Con el supuesto de una distribución pareja, las concentraciones espaciales promediadas de contaminantes secundarios pueden ofrecer un cálculo razonablemente certero de la exposición individual a estas clases de contaminantes. Los contaminantes primarios, que se emiten directamente en fuentes locales, como carbón elemental, monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), óxido nítrico, y en menor grado dióxido de carbono de los motores vehiculares, presentarán una variación espacial más amplia en la ciudad, por lo cual las concentraciones promedio de emisiones primarias serán mucho menos confiables en los cálculos de la verdadera magnitud de las exposiciones individuales.

La contaminación atmosférica también presentará variabilidad temporal que influye en las exposiciones individuales. Ello incluye tendencias de largo plazo en la calidad del aire, variaciones cotidianas, así como variaciones diurnas en los niveles de contaminación. Según la naturaleza de la evaluación de la exposición, puede ser necesario dar cuenta de estas diversas categorías de variabilidad temporal y tiempos promedio. Por ejemplo, la variabilidad de largo plazo en la exposición a la contaminación atmosférica puede ser un estudio relevante para un estudio longitudinal que pudiese detectar los efectos crónicos en la salud, pero para un análisis de evaluación de los efectos agudos en la salud, como visitas a la sala de urgencias de hospitales, la intensificación de los síntomas asmáticos o la mortalidad diaria, las variaciones diarias en los niveles de contaminación serían las exposiciones de interés.

La exposición personal a la contaminación derivada de los motores vehiculares (factor 5) depende de los patrones de actividad de cada individuo, la interacción de éstas y las fuentes de tráfico, y la contribución de las fuentes en interiores a la exposición de los contaminantes en cuestión. A lo largo del día el individuo puede estar expuesto a niveles muy distintos de contaminación atmosférica, según los microambientes en que se mueva, la proximidad de fuentes de contaminación, el hábito de fumar y su exposición ocupacional. Estas exposiciones microambientales componen la exposición integrada de un individuo. Como se dijo, esta variabilidad puede ser más o menos acentuada, según el contaminante de que se trate. (También se dijo que los contaminantes secundarios

tenderán a distribuirse por igual en una ciudad, mientras que los contaminantes primarios registran mayor variabilidad espacial.) Al extender la pesquisa para incluir una parte más amplia de la vida de un individuo se introducen niveles adicionales de complejidad debido a los movimientos del sujeto y los cambios de largo plazo en los factores 1- 3. Cuanto más prolongado sea el periodo de estudio, más altas las probabilidades de que los sujetos se hayan mudado de ciudad o colonia, lo que entraña variaciones significativas en los niveles de exposición.

Se dispone de monitoreos de exposición personal que pueden medir directamente la exposición individual a numerosos contaminantes, como algunos gases (ozono, óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre), partículas (PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>), carbonos elemental y orgánico [24-26] y diversos contaminantes simultáneamente (material particulado, gases de criterio y carbonos) [27]. Se han aprovechado las actividades diarias para “rastrear” los patrones de actividad de un individuo. [28] Al combinar la información diaria con las mediciones calculadas de las concentraciones del ambiente y los microambientes, los investigadores pueden evaluar las exposiciones en lo individual. Asimismo, las actividades y tiempos, así como las mediciones microambientales combinadas con datos de monitoreo personal, se pueden usar para evaluar los principales factores determinantes de exposición en lo individual [29, 30]. Los investigadores también han usado aparatos de rastreo satelital GPS (Global Position System, Sistema de Posicionamiento Global) portados por los participantes como apoyo para los cálculos de exposición [31]. De nueva cuenta, las evaluaciones de largo plazo de la exposición se enfrentan a retos mayores, ya que requieren información de la historia residencial del sujeto, así como de las características de contaminación de los microambientes en que pasa su tiempo [32].

El factor 6 —las variables que determinan si se presenten efectos adversos en la salud derivados de la exposición— va más allá del ámbito de la evaluación de la exposición. Sin embargo, se incluye en el marco de trabajo conceptual para brindar un modelo más completo y reconocer que los componentes del factor 5 podrían diferir de modo sistemático según la edad y las condiciones de salud de los individuos. Los efectos adversos también varían según la edad, la nutrición y la genética de los individuos expuestos a la contaminación.

Se han empleado enfoques diversos para calcular la exposición a la contaminación atmosférica derivada del tráfico para realizar estudios epidemiológicos y evaluaciones de riesgo ambiental, a menudo intercambiando la especificidad de la evaluación de la exposición y la capacidad para extender el estudio a poblaciones más grandes. Centrémonos ahora en las herramientas y las técnicas específicas para calcular la exposición a la contaminación vehicular agrupadas en las siguientes categorías: 1) técnicas de sustitución; 2) técnicas de modelación, y 3) técnicas de medición. En muchos casos una evaluación descansa en más de uno de estos enfoques como parte integral del estudio o se emplean diversos enfoques en un estudio por separado en que se evalúa la distribución del error en los cálculos de contaminación primaria.

### **Técnicas de sustitución**

Las metodologías más sencillas de evaluación de la exposición tal vez sean lo que aquí se denomina técnicas de “sustitución”: indicadores de las concentraciones relativas de contaminación a que se expone un individuo o población. El enfoque de sustitución puede servir de variable representativa (*proxy*) de la evaluación de la exposición a las emisiones vehiculares en estudios con muestras relativamente grandes.

Los ejemplos de técnicas de sustitución incluyen mediciones tanto subjetivas cuanto objetivas de la intensidad del tráfico cercano o el conocimiento lugareño de los caminos congestionados para establecer relaciones estadísticas entre la enfermedad y la proximidad de tráfico muy intenso [33-35]. Los estudios piden a los participantes que midan la distancia de su casa a la carretera grande más cercana, la formación de congestionamientos cerca de su hogar, cálculos del tránsito de camiones y autos en su hogar, el límite de velocidad en la calle donde habitan, cuánta molestia les representa el tráfico y la percepción de las respectivas emisiones. Por ejemplo, en un estudio de unos 39,000 sujetos, Ciccone *et al.*, [33] encontraron una fuerte asociación entre los males respiratorios de los niños y una densidad elevada de tráfico de camiones en la zona residencial.

Otros estudios han empleado mediciones de la exposición determinadas con objetividad, como la densidad del tráfico en la calle donde se encuentra el hogar [37-39], la distancia entre su residencia y la autopista o carretera con mucha circulación [37-39], el tráfico total dentro de cierto radio [40,41] y la densidad del tránsito ponderado con la distancia [42].

Estos ejemplos se centran exclusivamente en un subconjunto de las variables del factor 2, en concreto el número de vehículos en uso y el nivel de congestionamiento. Como lo sugiere nuestro marco conceptual, hay muchas más variables que a fin de cuentas determinan el grado de exposición individual que no se reflejan en estas mediciones y se destacan sus limitaciones potenciales. Con todo, según el objetivo de la evaluación y el estudio de exposición pueden ser adecuados para lo que fueron hechas.

En términos de identificación de las zonas con probabilidades de tener niveles elevados de contaminación atmosférica dentro de una ciudad, los participantes del taller sugirieron que los encargados de la planeación del transporte fuesen capaces de identificar las áreas más congestionadas de la urbe. Éstas serían las zonas de especial preocupación para determinar si la exposición también es muy alta. Pese a su enfoque “poco tecnológico”, esta técnica podría ser adecuada para fines inmediatos, como cuando se trata de emprender proyectos de mejoramiento del aire en determinada zona o definir lugares de monitoreo para un estudio más detallado.

Si el objetivo es evaluar proyectos de transporte alternativos más que examinar las condiciones existentes, el enfoque de sustitución puede no ser de mayor utilidad. Para evaluar un conjunto de escenarios o condiciones futuras se requieren otras técnicas, incluida la modelación de las posibles emisiones vehiculares en los diversos escenarios y su dispersión a las comunidades circundantes.

### **Técnicas de modelación**

Las técnicas de modelación se pueden dividir en dos categorías: 1) enfoques de modelación de regresión o sistemas de información geográfica (SIG), y 2) modelación por dispersión.

### *Modelación de regresión*

Las investigaciones se basan cada vez más en la modelación de regresión para calcular la exposición individual cuando se trata de realizar estudios epidemiológicos. En algunos casos, se emplean los SIG para calcular variables independientes a fin de incluirlas en estos modelos de regresión. Dos ejemplos son los estudios TRAPCA (contaminación atmosférica relacionadas con el tráfico en el asma infantil, Traffic-Related Air Pollution on Childhood Asthma) y SAVIAH (variaciones de la contaminación atmosférica y la salud en zonas pequeñas, Small Area Variations in Air Pollution and Health).

Los enfoques de evaluación de la exposición TRAPCA [1, 43, 44] y SAVIAH [45-47] se formularon para calcular la exposición individual a los contaminantes atmosféricos para estudios epidemiológicos. Ambos permiten modelar las exposiciones individuales con base en la regresión de las concentraciones medidas de contaminantes atmosféricos frente a variables sustitutas en el marco de un SIG. El uso específico de variables sustituto relativas al tráfico permite a estos métodos desarrollar aproximaciones de la exposición que son específicas de los contaminantes derivados del tráfico.

El estudio SAVIAH descubrió una variación significativa en las concentraciones de NO<sub>2</sub> en las ciudades europeas [47]. El estudio aplicó una modelación geográfica para formular cálculos individuales de exposición basados en mediciones de las concentraciones de dicho elemento en un número limitado de lugares e hizo una predicción de las mediciones de estas concentraciones empleando datos geográficos, como la cercanía al tráfico intenso, la población, la densidad y la altitud. Con los modelos de regresión que relacionan esas mediciones con las variables geográficas se generaron aproximaciones para sitios en que no se hacían mediciones.

Mediante un enfoque similar, pero extendiendo la metodología a las partículas, el estudio TRAPCA encontró una variabilidad significativa en las concentraciones anuales promedio medidas de NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> y “hollín” (carbón elemental sustituto) en 40 lugares en cada una de las tres localidades estudiadas. Las concentraciones contaminantes variaron por un factor de dos para las PM<sub>2.5</sub>, uno de tres a cuatro para el “hollín” y uno de cuatro para el NO<sub>2</sub>. En todas las áreas estudiadas una gran fracción de esta variabilidad se atribuyó a variables geográficas disponibles, como la densidad demográfica y la cercanía de una carretera muy transitada.

El enfoque básico empleado en los estudios SAVIAH y TRAPCA entrañó la medición de las concentraciones de contaminantes promedio de largo plazo en los sitios de monitoreo seleccionados específicamente para caracterizar la gama completa de variabilidad de concentración de contaminantes en cada ciudad. En estos mismos centros de monitoreo se calcularon variables geográficas (tráfico, densidad de población). Acto seguido mediante un modelo de regresión se relacionaron las concentraciones medidas de contaminación atmosférica con los datos geográficos para que fuera posible predecir las concentraciones de contaminantes atmosféricos en donde no se dispusiera de datos, como el domicilio particular de los participantes. Estas ubicaciones se incorporaron en un modelo de regresión y se realizaron cálculos de exposición para cada dirección en el marco de un SIG. Se calculó entonces el historial de exposición de los participantes que se habían mudado mediante el cálculo de la exposición de cada nuevo hogar. Un enfoque relacionado emplea una combinación de modelación de regresión con técnicas de

sustitución para tomar en cuenta la contaminación atmosférica local (cercanía de una carretera muy transitada) y los antecedentes de contaminación atmosférica en un estudio de cohorte sobre mortalidad [3, 48). En este análisis de variables múltiples la variable sustituta (vivir cerca de una autopista) se asoció con un riesgo considerablemente mayor de mortalidad cardiopulmonar; no fue el caso de la variable de exposición modelada (antecedentes de contaminación atmosférica).

Los participantes del taller destacaron algunos de los problemas de usar información geográfica al calcular exposiciones. Por ejemplo, muchos servicios de códigos geográficos no se colocan con precisión o consistencia en su respectiva ubicación física. Dada la distribución de los contaminantes cercanos observada a lo largo de las carreteras se sugirió que los domicilios de los participantes se geocodificaran con precisión en un radio de 20-30 metros. Más aún, la red carretera usada para modelar la exposición al tráfico debe corresponder con la base de datos empleada para la codificación geográfica del domicilio.

### *Modelación por dispersión*

En la modelación por dispersión los parámetros de emisión son los insumos de la dispersión u otra clase de modelos atmosféricos para predecir la concentración de los contaminantes en puntos “receptores” individuales. Por ejemplo, CALINE 4, construido en los modelos de dispersión Gaussian, puede predecir las concentraciones de contaminantes atmosféricos en la dirección del viento en un tramo carretero usando factores de emisión (emisiones/longitud del camino) y datos meteorológicos [49].

Los modelos por dispersión requieren grandes cantidades de datos específicos de ubicación, como información detallada de la composición específica de la flota de autos, las emisiones específicas de clases de vehículos representativos, volumen de tránsito, e información meteorológica y topográfica. Los participantes del taller plantearon su preocupación en cuanto a la aplicabilidad de los cálculos de las emisiones vehiculares basados en pruebas de laboratorio, que pueden no proporcionar una representación precisa de las diversas condiciones de manejo en la vida real. La presencia de “emisores altos” (por lo general vehículos que pueden ser más viejos, con poco mantenimiento o descuidados) así como la aparición de vehículos con nueva tecnología complican los cálculos de las emisiones vehiculares en condiciones de manejo variables para una diversidad de contaminantes atmosféricos.

La modelación por dispersión se suele usar para evaluar programas de manejo de la calidad del aire y evaluación de riesgo ambiental. No se han usado con mucha frecuencia en análisis epidemiológicos. El estudio Lucas de Estocolmo [50] y otro danés sobre la contaminación por tráfico y cáncer infantil en Copenhague y varias zonas rurales de Dinamarca [51] son excepciones. Ambos documentos usaron la modelación por dispersión para calcular las concentraciones de NO<sub>2</sub>. Como parte del estudio danés, se compararon los cálculos del modelo por dispersión de dicho elemento con las respectivas mediciones en 200 domicilios de Copenhague y algunas zonas rurales del país. El análisis sugirió que los cálculos del modelo realizados con los datos del tráfico y las características físicas del área de cada domicilio reproducían bien las concentraciones observadas.

## Técnicas de medición

Las técnicas de medición se basan en mediciones reales de la contaminación relacionada con el tráfico, con datos recogidos por las redes de monitoreo de la calidad del aire o muestras personales. Trabajando directamente con las concentraciones medidas de contaminación, tales técnicas descartan las numerosas complejidades que se derivan de la estimación de las emisiones de vehículos automotores y el subsiguiente transporte y dispersión de los contaminantes. Por ende, persisten múltiples retos importantes por resolver.

Los mismos contaminantes generados por vehículos automotores son producidos por una variedad de otras fuentes. En consecuencia, con sólo los datos de monitoreo es imposible determinar con exactitud la fracción de las concentraciones ambientales derivadas de las emisiones vehiculares —y la respectiva exposición de la población— de las que provienen de otras fuentes predominantes (esta limitación la tienen también los enfoques de modelación por regresión). Las respuestas se pueden refinar mediante la inclusión de otros datos, como los inventarios de emisión y las medidas meteorológicas. Los métodos basados en receptores (modelos receptores), que por lo general requieren una caracterización más detallada de las  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  o los compuestos orgánicos volátiles (COV), son útiles para determinar la distribución de las fuentes. Al combinar toda esta información disponible y los métodos tanto de partículas como de gases contaminantes se espera lograr un mayor grado de comprensión. Difícil tarea que requiere una buena dosis de esfuerzos, recursos y experiencia. Más aún, si bien algunos aspectos de tal esfuerzo serán similares a los de sitio por sitio, se pueden esperar interpretaciones de un lugar específico y acaso también de un tiempo específico (es decir, sólo válidas para el periodo determinado para el que se recogieron las mediciones).

Algunas de las opciones para definir qué concentración de los contaminantes es atribuible al tránsito son las siguientes.

1) Comparar al mismo tiempo las mediciones de contaminantes de múltiples sitios de entre los cuales al menos uno esté situado por el efecto máximo de fuentes de tránsito y los demás no estén afectados por tales fuentes. Ello podría incluir sitios a favor y en contra del viento o sitios cercanos frente a lugares representativos de los ámbitos regionales o urbanos.

2) Comparar diversos periodos en un solo sitio conocido por estar afectado por el tránsito (horas pico frente a horarios normales, fines de semana frente a los demás días, de día y de noche).

3) Correr promedios de mediciones continuas en tiempo real con resolución menor que horaria. Por ejemplo, las concentraciones de las corridas promedio por hora representan una “huella digital” más grande de la fuente de área que las mediciones instantáneas. La resta de los dos puede indicar el efecto de la fuente de tránsito local en las concentraciones ambientales.

4) Las variaciones en las concentraciones en función de la dirección del viento también pueden conducir a valiosas inferencias sobre la contribución de una fuente preocupante. Para las fuentes cercanas, una simple estación de monitoreo esquemático que dé [y agrupe] los datos por hora del sector que va en dirección del viento podría revelar mayores concentraciones de direcciones específicas que pueden incluir fuentes

puntuales o autopistas grandes. Ello exige una resolución por hora (o mayor) en la medición de partículas y la dirección del viento.

Numerosos estudios epidemiológicos se han basado en datos de monitoreo ambiental para determinar los grados promedio de exposición. Los de la American Cancer Society (ACS) y los Harvard 6-Cities [52, 53] son dos de los estudios más citados en torno de los efectos en la salud derivados de la exposición a la contaminación atmosférica debido a los estudios de cohortes diseñados y el tamaño tan grande de las muestras. Los estudios emplean valores promedio únicos de las concentraciones de contaminación medidos en sitios fijos de monitoreo ambiental para cada zona urbana con objeto de caracterizar la exposición de las poblaciones de estudio. Con todo, los estudios transversales o con un universo más pequeño v han adquirido un enfoque más acotado. Por ejemplo, Krämer *et al.* [54] midieron las concentraciones personales y al aire libre de contaminantes en un estudio de niños cuyos hogares se encontraban cerca de una carretera muy transitada en dos zonas urbanas y en una suburbana. Las concentraciones al aire libre de NO<sub>2</sub> se correlacionaron con un índice de tráfico basado en la densidad de éste en el domicilio ( $r = 0.70$ ). Las concentraciones de NO<sub>2</sub> al aire libre frente a las casas de los niños se asociaron con la atopía o enfermedades atópicas y síntomas alérgicos.

Janssen *et al.* [55] condujeron un estudio con niños de 24 escuelas ubicadas a 400 metros de algún tramo de 22 carreteras. Los contaminantes PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>2</sub> y el benceno se midieron dentro y fuera de las 24 escuelas. El estudio, basado en un enfoque de medición, encontró que las concentraciones de contaminantes atmosféricos dentro y fuera de las escuelas cercanas a carreteras se relacionan de modo significativo con la distancia, la densidad del tráfico y su composición y el tiempo promedio de su movimiento en favor del viento, lo que sugiere que estas variables se pueden usar como sustitutas en las evaluaciones de la exposición a la contaminación relacionadas con el tráfico.

Son pocos los estudios que han evaluado la exposición mediante el monitoreo extensivo del medio ambiente de toda una región de interés (ubicaciones de múltiples coordenadas geográficas o en los domicilios de todos los sujetos de estudio) [54, 56]. A falta de un esfuerzo de monitoreo extensivos, los investigadores extrapolan las concentraciones con base en mediciones recogidas por los sitios o redes de monitoreo de la calidad del aire [57, 58]. La interpolación de los datos monitoreados no puede identificar las variaciones en pequeña escala en las concentraciones, dada la densidad de las redes más típicas y la distribución espacial de las fuentes de tránsito.

#### *Variabilidad espacial de las concentraciones de contaminantes en una ciudad*

Estos programas de medición más refinados para apoyar los estudios epidemiológicos se fundamentan en la creciente apreciación de la variabilidad espacial de las concentraciones de contaminantes en las zonas urbanas [47, 51, 59, 60]. Información reciente sugiere niveles mayores que los esperados en las concentraciones de contaminantes de las ciudades. Varios estudios han documentado la variabilidad en las concentraciones de ozono [61] debido, sobre todo, a los cambios en los niveles de óxidos de nitrógeno (NO), sustancias agotadoras del ozono cuando su concentración es relativamente alta si se le compara con los hidrocarburos reactivos. Otros estudios han documentado variaciones significativas en las concentraciones de una variedad de

especies de gases y partículas en las ciudades, en especial por la ubicación del tránsito motorizado, por ejemplo la ciudad frente a los suburbios. [51, 59, 60, 62].

Estudios recientes han encontrado que ciertas clases de contaminación atmosférica relacionada con los vehículos probablemente se encuentren (a unos cuantos cientos de metros) cerca de carreteras muy cargadas. Los trabajos realizados por Levy *et al.* [31] y Zhu *et al.* [63] descubrieron que las concentraciones de partículas ultrafinas y de CO disminuyen a niveles basales de 200-300 metros con el viento a favor de una autopista; otro análisis encontró un patrón similar para el NO<sub>2</sub> [62]. Hitchins *et al.* [64] señalan que las concentraciones de partículas menores a un micrón disminuyen cerca de 50 por ciento en lugares situados a 150 metros de la carretera. Estos estudios sugieren que las concentraciones de al menos algunos contaminantes emitidos por el escape de los vehículos disminuyen considerablemente al aumentar la distancia. Por ende, las estaciones fijas de monitoreo de esta clase de contaminantes pueden no representar con precisión las respectivas concentraciones en el campo cercano.

Además, los investigadores han descubierto concentraciones elevadas de contaminaciones en microambientes más pequeños. Por ejemplo, los estudios realizados en carreteras de California y la Ciudad de México han medido niveles muchas veces más altos dentro del auto o transporte público que al aire libre fuera del vehículo: de dos a diez veces mayores [65, 66]. Los estudios en California encontraron que el aire en los automóviles durante las horas pico contenía casi el doble de contaminación que los que circulaban en horas menos congestionadas (66). Los estudios realizados en la zona metropolitana de la Ciudad de México señalan que la exposición personal a las PM<sub>2.5</sub> y CO en los viajes entre el trabajo y el hogar realizados en el transporte público es más alta durante las horas pico de la mañana que las de la tarde, lo cual concuerda con los niveles más elevados registrados en las estaciones fijas de monitoreo durante la mañana [67, 68].

Al descansar en datos de monitoreo de la calidad del aire, las técnicas de medición evitan las múltiples complejidades que entrañan los cálculos de las emisiones específicas por fuente y la dispersión de los contaminantes. Por otro lado, trabajar con datos de monitoreo ambiental implica limitaciones para atribuir los contaminantes a fuentes específicas. Al formular las estrategias para enfrentar los riesgos para la salud, es importante saber cuáles son las fuentes de contaminación.

#### *Componentes de la mezcla de las emisiones de vehículos automotores: el caso del diésel*

La exposición al diésel es un asunto de especial preocupación, por lo que los participantes del taller analizaron los métodos disponibles para su evaluación y caracterización. La mayoría consideró que las técnicas disponibles no son suficientes para una evaluación específica de la gente expuesta a esas emisiones. Antes el carbono elemental (CE) se usaba como marcador de la combustión vehicular de diésel. Mientras que tal elemento puede haberse usado como marcador de la exposición ocupacional al diésel, cuando los motores con este combustible son la fuente dominante de partículas no tienen la sensibilidad y la especificidad necesarias para detectar la “firma” de las emisiones de diésel en los ambientes de exposición, que suelen incluir carbón elemental de otras fuentes de combustión. Por ejemplo, la quema de gasolina y numerosos procesos industriales y

no relacionados con el movimiento vehicular también producen emisiones de CE, por lo que éste no es un identificador único y confiable para distinguir las emisiones de diésel vehiculares de otras fuentes [69].

En 2002 el Health Effects Institute celebró un taller para analizar la manera de mejorar los cálculos de las emisiones de diésel y otras sustancias con objeto de realizar estudios epidemiológicos. [70]. Entre los ponentes y asistentes figuraban especialistas en el desarrollo de metodologías para determinar la exposición humana a los escapes vehiculares y evaluar las limitaciones asociadas con los diversos métodos de evaluación de la exposición. Un punto clave fue el desarrollo de marcadores válidos o un grupo de ellos (“firmas”) para distinguir las emisiones de diésel de los de la gasolina y otras clases de contaminantes atmosféricos.

El concepto para determinar la “firma de una emisión vehicular” entraña la identificación de los compuestos encontrados en el medio ambiente que al medirse en combinación pueden fungir como un grupo único de marcadores de la quema vehicular de combustible. A la fecha no es posible evaluar con precisión la exposición individual a las emisiones atmosféricas que contienen contaminantes de varias fuentes. Así, es deseable identificar los compuestos que se encuentran en la atmósfera que, aunque de modo individual no pueden ligarse a determinada fuente contaminadora, en su conjunto pueden, con alto grado de certidumbre, ser una “firma” de las fuentes de contaminación debidas a la quema de combustible vehicular.

Una firma o marcador ideal de las emisiones de diésel y gasolina serían: 1) ser específico de una fuente de combustión relacionada con los vehículos; 2) factible de medir; 3) poder generarse de una base de datos que se actualice de manera rutinaria; 4) tener un costo apropiado, y 5) ser relativamente insensible a la tecnología motora y a las características del combustible. En un esfuerzo para formular las firmas de las emisiones vehiculares o marcadores individuales, los investigadores estudian algunas vías prometedoras, aunque ninguna está lista para su aplicación generalizada. Instrumentos como el espectrómetro de masas para aerosoles (AMS) dan información detallada de la composición química y las propiedades fisicoquímicas de las partículas (tamaño, distribución, espectros de masa positiva o negativa) [71-73]. La microscopía electrónica de transmisión (MET) se ha utilizado para caracterizar la morfología de las partículas emitidas por los motores vehiculares [74]. También hay métodos de análisis de datos (estadísticos) aplicables al uso de marcadores químicos como indicadores indirectos para inferir las exposiciones a las emisiones vehiculares [75].

Idealmente, si un marcador químico se usa para calcular la exposición humana a los escapes vehiculares, este cálculo “inferido” debe acompañarse de una estimación asociada de los errores de medición, y hay algunos factores que contribuyen a potenciales errores de medición; entre éstos, las variaciones espaciales y temporales en las partículas en el ambiente y los niveles de sus componentes, las diferencias en las condiciones de funcionamiento de los motores [76] y escalas espaciales y temporales limitadas de los conjuntos de datos recogidos.

Ha habido algunos avances en la formulación de firmas o marcadores químicos para los escapes vehiculares. Los hopanes y esteranos encontrados en el aceite lubricante de automotores se pueden usar como constituyentes “marcadores” de las partículas derivadas de la combustión vehicular. [77] Los investigadores han demostrado la utilidad del método de marcadores moleculares en la recolección de muestras de campo para la

distribución de las fuentes en los estudios epidemiológicos, complementado con datos de medición del carbón elemental [77, 78]. La confianza en este cálculo de exposición podría aumentar si se incluyen otras mediciones de características de las partículas, como la concentración del número de éstas y su distribución por tamaño.

Aunque los enfoques de firma o marcador están progresando, ninguno de los métodos satisface hoy por hoy los cinco criterios citados para considerarlos firmas o marcadores útiles. Entre los desafíos figura la factibilidad de las mediciones (instrumentación compleja y organización experimental, experiencia operativa), capacidad de análisis de datos (habilidades especializadas necesarias para el análisis y la interpretación de los valores del conjunto de datos) y un costo adecuado (una organización experimental prolongada, tiempo de análisis, salarios de los trabajadores especializados).

### **Conclusiones y recomendaciones**

Cada técnica de evaluación de la exposición de la gente a los contaminantes vehiculares tiene sus propias fuerzas y debilidades: 1) factibilidad, definida en términos de costo y disponibilidad de datos, 2) precisión, 3) resolución temporal, 4) resolución espacial, 5) los contaminantes disponibles para su análisis, y 6) sensibilidad (capacidad de detectar una respuesta por encima del ruido o variabilidad de las mediciones). En el **cuadro 1** se resumen los diversos enfoques analizados en el presente artículo según estos criterios básicos. En última instancia, el objetivo del estudio es influir en la metodología empleada para evaluar la exposición.

Con base en los adelantos científicos de punta para evaluar la exposición de los habitantes a los escapes vehiculares, los participantes del taller plantearon algunos aspectos que constituyen el núcleo de lo que sería conveniente estudiar en el futuro. En cuanto al objetivo de la Comisión para la Cooperación Ambiental de fomentar el desarrollo sustentable en el marco del mayor comercio internacional, hay unos cuantos campos que pueden ayudar a identificar, fijar prioridades y evaluar a las poblaciones que están en un riesgo desproporcionadamente mayor debido a la mayor densidad del tráfico derivado del aumento del comercio. Entre aquéllas están los habitantes que viven cerca de un cruce fronterizo congestionado y de una autopista con un mayor tráfico en virtud de la expansión del comercio. Las siguientes recomendaciones encajan en el marco de estas situaciones, pero se pueden generalizar a las evaluaciones de los escapes vehiculares en otros lugares.

Es importante seguir trabajando en el desarrollo de una firma o marcador de las emisiones vehiculares de diésel, sobre todo a la luz de los cruces fronterizos congestionados y el mayor tránsito de camiones en los principales corredores del transporte. Además, se necesita mejor información sobre las emisiones de vehículos parados, punto destacado en relación con los lugares que a menudo padecen congestiones de tránsito y camiones parados. En cuanto a los modelos de emisión de fuentes móviles se precisa un esfuerzo permanente para mejorar los factores de emisión de los vehículos, los datos de la composición de la flota y los parámetros de los ciclos de manejo. Se puede avanzar mediante el acopio de datos cuantitativos del tránsito específico de cada lugar por parte de los planificadores o autoridades pertinentes, o como parte de un estudio de evaluación de la exposición si no se dispone de datos relativamente recientes sobre el tráfico.

Será informativo evaluar la viabilidad de aplicar una metodología estándar de evaluación de la exposición en lugares diferentes y muy separados. Un enfoque normal podría ayudar a identificar los efectos en cada sitio de preocupación, como los cruces fronterizos, que pudieran dar lugar a diferencias en la composición de la contaminación ambiental local, más que como un artefacto de los diversos enfoques de evaluación. Por ejemplo, las diferencias en el contenido de azufre en el combustible o en las normas de emisión de motores a diésel entre las regiones podrían reflejarse en las concentraciones atmosféricas de las regiones donde los camiones circulan o están parados con frecuencia .

**Cuadro 1. Resumen de los enfoques para la evaluación de la exposición de la gente a los contaminantes emitidos por los escapes vehiculares**

<b>Metodología</b>	<b>Fortalezas</b>	<b>Debilidades</b>
<b>Enfoques de sustitución</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Suelen ser los menos intensivos en recursos, por lo que se consideran muy viables.</li> <li>• Se aplican en asentamientos urbanos en su conjunto.</li> <li>• Son los más adecuados para analizar las condiciones existentes.</li> <li>• Se centran en el diseño de las concentraciones de largo plazo.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• No son adecuados para evaluar carreteras en lo individual.</li> <li>• No necesariamente dan cuenta de cambios en las condiciones existentes.</li> <li>• Suelen ser deficientes en términos de la variabilidad de corto plazo.</li> <li>• No se orientan a contaminantes específicos, lo que puede ser un problema grave para los investigadores que buscan vincular determinado contaminante con un riesgo de salud</li> <li>• Las técnicas de sustitución que incorporan evaluaciones subjetivas entrañan posibilidades de sesgo</li> </ul>
<b>Modelos de dispersión</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pueden ser más adecuados para modelar escenarios específicos (predecir) y un número limitado de carreteras</li> <li>• Son útiles para las dependencias encargadas de la planeación del transporte porque brindan gran parte de los datos necesarios</li> <li>• Permiten evaluar los cambios de corto plazo en la concentración de los contaminantes (horarios, estaciones, día de la semana) siempre y cuando se disponga de datos temporalmente adecuados (conteo del tráfico, factores de emisión, meteorología)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Son intensivos en recursos; exigen gran cantidad de datos del sitio específico, como información detallada de la composición de la flota vehicular, las emisiones por clases de vehículos representativos, volúmenes de tránsito, e información topográfica y meteorológica detallada</li> <li>• Son difíciles de aplicar en zonas metropolitanas completas</li> </ul>
<b>Modelación por regresión o SIG</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Muy viable para realizar análisis de regresión basados en datos y variables existentes en el marco de un SIG (como la distancia o cercanía de una autopista).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Se trata de análisis más riguroso basados en conteos y mediciones espaciales verdaderas, lo que puede exigir un aumento de los recursos requeridos.</li> </ul>
<b>Monitoreo personal</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Más adecuado para el desarrollo de modelos y validar enfoques de modelación</li> <li>• Muy apropiados para estudios epidemiológicos</li> <li>• Los datos pueden ser acopiados por los participantes del estudio en lo individual</li> <li>• Data can be collected for individual study participants</li> <li>• Permite el acopio de datos para estudios individuales.</li> <li>• Según el contaminante de que se trate, los monitoreos personales tienen el potencial de también brindar una resolución temporal más amplia (aunque no siempre es así)</li> <li>• Se dispone de muestras pasivas que pueden medir los COV, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, ozono y aldehídos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Viables sólo para subconjuntos de población relativamente pequeños.</li> <li>• Como el tamaño de algunas muestras continuas (CO, NO<sub>2</sub> y partículas), los individuos pueden no seguir la misma rutina de siempre cuando usan un monitor personal, lo cual puede arrojar desviaciones.</li> <li>• Una resolución menos temporal con muestras pasivas que requiere de periodos de integración más prolongados (24 horas).</li> </ul>
<b>Monitoreo ambiental</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Las redes de monitoreo ambiental pueden contener información consistente sobre las tendencias de largo plazo de la contaminación en sitios específicos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Suele faltarle cobertura para por sí solo identificar las variaciones de los niveles de contaminantes atmosféricos en una ciudad</li> </ul>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Permite una resolución muy temporal de un gran número de contaminantes atmosféricos</li> <li>• En donde el monitoreo ya establecido se hace con fines de legislación, puede ser una fuente barata de información de monitoreo para estudios de evaluación de la exposición.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La relevancia de los datos de monitoreo ambiental para medir la exposición a contaminantes automotores varía según la ubicación del o los sitios, la resolución temporal y química de los datos y el monto de información disponible.</li> </ul>
--	---	---

Se debe estudiar más a fondo si los datos de monitoreo atmosférico con resolución temporal pueden ayudar a revelar los diversos efectos en la salud y robustecer los análisis actuales. Algunas consecuencias de la exposición de corto plazo en horas pico pueden no aparecer en las evaluaciones de la exposición cuando se usan promedios de las concentraciones atmosféricas de largo plazo. La importancia de los datos atmosféricos monitoreados con resolución temporal puede depender del efecto de salud que se estudie. Por ejemplo, para los estudios de la exacerbación del asma, la resolución temporal de corto plazo puede ser más significativa, mientras que para los estudios de cáncer los promedios anuales pueden ser suficientes.

También cabe destacar la importancia, para el uso potencial de los datos de monitoreo ambiental con resolución temporal, de formular criterios para la ubicación de las estaciones de monitoreo en zonas problemáticas, como cerca de las escuelas o cruces fronterizos congestionados. En estos lugares los datos con resolución temporal pueden ser importantes según el tiempo que la gente pase en congestionamientos o en tráfico fluido. Ubicar las estaciones de monitoreo en sitios representativos de la exposición de los habitantes al escape de los vehículos sin duda se tiene que evaluar. En cuanto al monitoreo personal, son muy importantes —y deben continuar— los esfuerzos para mejorar las capacidades respectivas en términos de los contaminantes que miden y su resolución temporal, así como reducir su ponderación.

Los investigadores deberán trabajar junto con quienes planifican el transporte para identificar los posibles “puntos problemáticos” a lo largo de las principales carreteras o en sitios propuestos para la expansión carretera con objeto de evaluar en ellos la exposición. Los estudiosos pueden usar los enfoques de modelación por dispersión o basados en un SIG para identificar a las poblaciones que puedan afectarse por las emisiones vehiculares tóxicas y de otra índole. Las evaluaciones de la exposición se pueden apoyar con estrategias híbridas que incorporen las variables espaciales y temporales, así como los componentes específicos de los escapes, para elevar su precisión. Será importante verificar y mejorar la ubicación en las carreteras de las estaciones mal ubicadas. La localización inadecuada aunque sea por unos cuantos metros, puede modificar de manera significativa los cálculos de la exposición de los lugareños.

Dada la complejidad de las técnicas de modelación y sus aportaciones, siempre habrá cierto grado de incertidumbre en el uso de las evaluaciones de la exposición. Como una ayuda para la toma de decisiones en materia de transporte, a la luz de las continuas incertidumbres, será útil ofrecer en cualquier evaluación un antecedente general que incluya una descripción de las sustancias tóxicas y otros contaminantes atmosféricos en el ambiente, así como una descripción breve de las poblaciones sensibles a esos contaminantes. Tal vez se cuente con información específica en la comunidad en términos de monitoreo o modelación que se puede incluir en los antecedentes. Éstos pueden incluir también un análisis de los cambios razonablemente previstos en el

volumen o la congestión del tránsito que pudieran alterar el monto de los contaminantes tóxicos y atmosféricos derivados del tráfico local. Ejemplos específicos de estas clases de contaminantes relacionados con los escapes son las partículas de benceno y de diésel. Al ofrecer este marco general, los planificadores del transporte tendrán un mejor panorama de las condiciones locales en cuyo marco se han de evaluar los resultados de las evaluaciones de exposición en lugares específicos y sus incertidumbres en relación con la población sensible expuesta a los escapes vehiculares.

## Referencias

1. Brauer M, Hoek G, van Vliet P, Meliefste K, Fischer PH, Wijga A, Koopman LP, Neijens HJ, Gerritsen J, Kerkhof M, Heinrich J, Bellander T, Brunekreef B: Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. *Am J Respir Crit Care Med* 2002, 166: 1092–98.
2. Creason J, Neas L, Walsh D, Williams R, Sheldon L, Liao D, Shy C: Particulate matter and heart rate variability among elderly retirees: the Baltimore 1998 PM study. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001, 11: 116–22.
3. Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, van den Brandt PA: Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 2002, 360: 1203–9.
4. Lin S, Munsie JP, Hwang SA, Fitzgerald E, Cayo MR: Childhood asthma hospitalization and residential exposure to state route traffic. *Environ Res* 2002, 88: 73–81.
5. Schwartz J, Morris R: Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan. *Am J Epidemiol* 1995, 142: 23–35.
6. Zanobetti A, Schwartz J, Dockery DW: Airborne particles are a risk factor for hospital admissions for heart and lung disease. *Environ Health Perspect* 2000, 108: 1071–77.
7. California Senate Bill 352: *California Statutes Chapter 668*. Sacramento, California; 2003.
8. Frumkin H: Urban sprawl and public health. *Public Health Reports* 2002, 117: 201–17.
9. O’Neill MS, Jerrett M, Kawachi I, Levy JI, Cohen AJ, Gouveia N, Wilkinson P, Fletcher T, Cifuentes L, Schwartz J, with input from participants of the Workshop on Air Pollution and Socioeconomic Conditions: Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods. *Environ Health Perspect* 2003, 111: 1861–70.
10. State of California Air Resources Board: *Resolution 98-35*. Sacramento, California; 1998 <<http://www.arb.ca.gov/regact/diesltac/res98-35.pdf>>.
11. Agencia de Protección Ambiental de EU, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment: *Health Assessment Document for Diesel Engine Exhaust*. Washington, DC. 2002.

12. Diamond G, Parker M: Preliminary air quality assessment related to traffic congestion at Windsor's Ambassador Bridge. Southwestern Region, Ontario Ministry of the Environment. PIBS 4624e. 2004  
<<http://www.ene.gov.on.ca/envision/techdocs/46'24e.pdf>>.
13. Lwebuga-Mukasa JS, Ayirookuzhi SJ, Hyland A: Traffic volumes and respiratory health care utilization among residents in close proximity to the Peace Bridge before and after September 11, 2001. *J Asthma* 2003, 40: 855–64.
14. Romieu I, Ramírez-Aguilar M, Moreno-Macpías H, Barraza-Villarreal A, Hernández-Cadena L, Carbajal-Arroyo L: Working paper: health impacts of air pollution on morbidity and mortality among children in Ciudad Juárez, Chihuahua, México. Comisión para la Cooperación Ambiental. Montreal Quebec; 2003.  
<[http://www.cec.org/pubs\\_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=1347](http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=1347)>.
15. Acuerdo de Cooperación Ambiental de América del Norte, artículo 1; 1993.
16. Pokharel SS, Bishop GA, Stedman DH, Slott R: Emissions reductions as a result of automobile improvement. *Environ Sci Technol* 2003, 37: 5097–5101.
17. Norbeck JM, Miller JW, Welch WA, Smith M, Johnson K, Pankratz D: Develop On-Road System for Emissions Measurement from Heavy-Duty Trucks. *Final Report, South Coast Air Quality Management District Contract 20906*. 2001  
<[http://www.cert.ucr.edu/research/pubs/trailer\\_build\\_fr\\_20906b.pdf](http://www.cert.ucr.edu/research/pubs/trailer_build_fr_20906b.pdf)>.
18. Gertler AW, Gillies JA, Pierson WR, Rogers CF, Sagebiel JC, Abu-Allaban M, Coulombe W, Tarnay L, Cahill TA: Real-world particulate matter and gaseous emissions from motor vehicles in a highway tunnel. *Health Effects Inst* 2002, 107: 5–56; discussion 79–92.
19. Singer BC, Harley RA: A fuel-based inventory of motor vehicle exhaust emissions in the Los Angeles area during summer 1997. *Atmos Environ* 2000, 34: 1783–95.
20. Singh RB, Colls JJ: Development and preliminary evaluation of a particulate matter emission factor model (PMFAC) for European motor vehicle emission. *J Air Waste Manage* 2000, 50: 1805–17.
21. Singh RB, Huber AH, Braddock JN: Development of a microscale emission factor model for particulate matter for predicting real-time motor vehicle emissions. *J Air Waste Manage* 2003, 53: 1204–17.

22. Fomunung I, Washington S, Guensler R, Bachman W: Performance evaluation of MEASURE emission rates: a comparison to MOBILE5A. En *Proceedings of the 78<sup>th</sup> Annual Meeting of the Transportation Research Board: 2000; Washington, DC*. 2000  
<<http://transaq.ce.gatech.edu/guensler/publications/proceedings/trb00%20fomunung.pdf>>.
23. Los Alamos National Laboratory: *TRANSIMS documentation*. 2003  
<<http://transims.tsasa.lanl.gov/>>.
24. Clayton CA, Pellizzari ED, Rodes CE, Mason RE, Piper LL: Estimating distributions of long-term particulate matter and manganese exposures for residents of Toronto, Canada. *Atmos Environ* 1999, 33: 2515–26.
25. Howard-Reed C, Rea AW, Zufall MJ, Burke JM, Williams RW, Suggs JC, Sheldon LS, Walsh D, Kwok R: Use of a continuous nephelometer to measure personal exposure to particles during the US Environmental Protection Agency Baltimore and Fresno Panel studies. *J Air Waste Manage* 2000, 50: 1125–32.
26. Thomas KW, Pellizzari ED, Clayton C, Whitaker DA, Shores RC, Spengler JD, Özkaynak H, Froehlich SE, Wallace LA: Particle total exposure assessment methodology (PTEAM) 1990 study: method performance and data quality for personal, indoor and outdoor monitoring. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1993, 3: 203–26.
27. Demokritou P, Kavouras IG, Ferguson ST, Petroukis P: Development and laboratory performance evaluation of a personal multipollutant sampler for simultaneous measurements of particulate and gaseous pollutants. *Aerosol Sci Technol* 2001, 35: 741–52.
28. Zmirou D, Gauvin S, Pin I, Momas I, Just J, Sahraoui F, Le Moullec Y, Brémont F, Cassadou S, Albertini M, Lauvergne N, Chiron M, Labbé A: Five epidemiological studies on transport and asthma: objectives, design and descriptive results. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2002, 12: 186–96.
29. Rojas-Bracho L, Suh HH, Catalano PJ, Koutrakis P: Personal PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> exposures and their relationships with personal activities for chronic obstructive pulmonary disease patients living in Boston. *J Air Waste Manage* 2004, 54: 207–17.
30. Sarnat JA, Schwartz J, Catalano PJ, Suh HH: Gaseous pollutants in particulate matter epidemiology: confounders or surrogates? *Environ Health Perspect* 2001, 109: 1053–61.

31. Levy J, Bennett D, Melly S, Spengler J: Influence of traffic patterns on particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in Roxbury, Massachusetts. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2003, 13: 364–71.
32. Kunzli N, Tager IB: Long-term health effects of particulate and other ambient air pollution: research can progress faster if we want it to. *Environ Health Perspect* 2000, 108: 915–18.
33. Ciccone G, Forastiere F, Agabiti N, Biggeri A, Bisanti L, Chellini E, Corbo G, Dell'Orco V, Dalmasso P, Volante TF, Galassi C, Piffer S, Renzoni E, Rusconi F, Sestini P, Viegi G: Road traffic and adverse respiratory effects in children. *Occup Environ Med* 1998, 55: 771–78.
34. Duhme H, Weiland SK, Keil U, Kraemer B, Schmid M, Stender M, Chambless L: The association between self-reported symptoms of asthma and allergic rhinitis and self reported traffic density on street of residence in adolescents. *Epidemiology* 1996, 7: 578–82.
35. Weiland SK, Mundt KA, Rückmann A, Keil U: Self-reported wheezing and allergic rhinitis in children and traffic density on street of residence. *Ann Epidemiol* 1994, 4: 243–47.
36. Savitz DA, Feingold L: Association of childhood cancer with residential traffic density. *Scand J Work Environ Health* 1989, 15: 360–63.
37. Brunekreef B, Janssen NA, de Hartog J, Harssema H, Knape M, van Vliet P: Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. *Epidemiology* 1997, 8: 298–303.
38. Livingstone AE, Shaddick G, Grundy C, Elliott P: Do people living near inner city main roads have more asthma needing treatment? Case control study. *BMJ* 1996, 312: 676–77.
39. van Vliet P, Knape M, de Hartog J, Janssen N, Harssema H, Brunekreef B: Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways. *Environ Res* 1997, 74: 122–32.
40. English P, Neutra R, Scalf R, Sullivan M, Waller L, Zhu L: Examining associations between childhood asthma and traffic flow using a geographic information system. *Environ Health Perspect* 1999, 107: 761–67.
41. Wilkinson P, Elliott P, Grundy C, Shaddick G, Thakrar B, Walls P, Falconer S: Case-control study of hospital admission with asthma in children aged 5–14 years: relation with road traffic in northwest London. *Thorax* 1999, 54: 1070–74.

42. Langholz B, Ebi KL, Thomas DC, Peters JM, London SJ: Traffic density and the risk of childhood leukemia in a Los Angeles case-control study. *Ann Epidemiol* 2002, 12: 482–87.
43. Brauer M, Hoek G, Van Vliet P, Meliefste K, Fischer P, Gehring U, Heinrich J, Cyrus J, Bellander T, Lewne M, Brunekreef B: Prediction of long term average particulate air pollution concentrations by traffic indicators for epidemiological studies. *Epidemiology* 2003, 14: 228–39.
44. Hoek G, Meliefste K, Cyrus J, Lewné M, Brauer M, Fischer P, Gehring U, Heinrich J, van Vliet P, Brunekreef B: Spatial variability of fine particle concentrations in three European countries. *Atmos Environ* 2002, 36: 4077–88.
45. Briggs DJ, Collins S, Elliott P, Fischer P, Kingham S, Lebrete E, Pryn K, van Reeuwijk H, Smallbone K, van der Veen A: Mapping urban air pollution using GIS: a regression-based approach. *Int J Geographical Information Science* 1997, 11: 699–718.
46. Briggs DJ, de Hoogh C, Gulliver J, Wills J, Elliott P, Kingham S, Smallbone K: A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. *Sci Total Environ* 2000, 253: 151–67.
47. Lebrete E, Briggs DJ, Collins S, van Reeuwijk H, Fischer P, Smallbone K, Harssema H, Kriz B, Gorynski P, Elliott P: Small area variations in ambient NO<sub>2</sub> concentrations in four European areas. *Atmos Environ* 2000, 34: 177–85.
48. Hoek G, Fischer P, van den Brandt P, Goldbohm S, Brunekreef B: Estimation of long-term average exposure to outdoor air pollution for a cohort study on mortality. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001, 11: 459–69.
49. Benson P: CALINE4 - a dispersion model for predicting air pollution concentrations near roadways. *Final report prepared by California Department of Transportation, FHWA/CA/TL-84/15*, revised November 1986 and June 1989.
50. Bellander T, Berglind N, Gustavsson P, Jonson T, Nyberg F, Pershagen G, Jarup L: Using geographic information systems to assess individual historical exposure to air pollution from traffic and house heating in Stockholm. *Environ Health Perspect* 2001, 109: 633–39.
51. Raaschou-Nielsen O, Hertel O, Vignati E, Berkowicz R, Jensen SS, Larsen VB, Lohse C, Olsen JH: An air pollution model for use in epidemiological studies: evaluation with measured levels of nitrogen dioxide and benzene. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2000, 10: 4–14.

52. Dockery DW, Pope AC, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris BG, Speizer FE: An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Engl J Med* 1993, 329: 1753–59.
53. Pope CA, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, Thurston GD: Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 2002, 287: 1132–41.
54. Krämer U, Koch T, Ranft U, Ring J, Behrendt H: Traffic-related air pollution is associated with atopy in children living in urban areas. *Epidemiology* 2000, 11: 64–70.
55. Janssen NAH, van Vliet PHN, Aarts F, Harssema H, Brunekreef B: Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways. *Atmos Environ* 2001, 35: 3875–84.
56. Hirsch T, Weiland SK, von Mutius E, Safeca AF, Grafe H, Csaplovics E, Duhme H, Keil U, Leupold W: Inner city air pollution and respiratory health and atopy in children. *Eur Respir J* 1999, 14: 669–77.
57. Brown PJ, Le ND, Zidek JV: Multivariate spatial interpolation and exposure to air-pollutants. *Can J Stat* 1994, 22: 489–509.
58. Li KH, Le ND, Sun L, Zidek JV: Spatial-temporal models for ambient hourly PM<sub>10</sub> in Vancouver. *Environmetrics* 1999, 10: 321–38.
59. Bernard NL, Astre CM, Vuillot B, Saintot MJ, Berber MJ: Measurement of background urban nitrogen dioxide pollution levels with passive samplers in Montpellier, France. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1997, 7: 165–78.
60. Cyrus J, Heinrich J, Brauer M, Wichmann HE: Spatial variability of acid aerosols, sulfate and PM<sub>10</sub> in Erfurt, Eastern Germany. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1998, 8: 447–64.
61. Liu LJS, Rossini AJ: Use of kriging models to predict 12-h mean ozone concentrations in metropolitan Toronto—a pilot study. *Environment International* 1996, 22: 677–92.
62. Gilbert NL, Woodhouse S, Stieb DM, Brook JR: Ambient nitrogen dioxide and distance from a major highway. *Sci Total Environ* 2003, 312: 43–46.
63. Zhu Y, Hinds WC, Kim S, Sioutas C: Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. *J Air Waste Manage* 2002, 52: 1032–42.

64. Hitchins J, Morawska L, Wolff L, Gilbert D: Concentration of submicrometer particles from vehicle emissions near a major road. *Atmos Environ* 2000, 34: 51–59.
65. Fernández-Bremauntz A, Ashmore MR: Exposure of commuters to carbon monoxide in Mexico City II. Comparison of in-vehicle and fixed-site concentrations. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1995, 5: 447–64.
66. South Coast Air Quality Management District: *AQMD Fact Sheet: Study of air pollution levels inside vehicles*. 1999  
<[http://www.aqmd.gov/news1/1999/in\\_car\\_facts.htm](http://www.aqmd.gov/news1/1999/in_car_facts.htm)>.
67. Gómez-Perales JE, Colvile RN, Nieuwenhuijsen MJ, Fernández-Bremauntz A, Gutiérrez-Avedoy VJ, Páramo-Figueroa VH, Blanco-Jiménez S, Bueno-López E, Mandujano F, Bernabé-Cabanillas R, Ortiz-Segovia E: Commuters' exposure to PM<sub>2.5</sub>, CO, and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City. *Atmos Environ* 2004, 38: 1219–29.
68. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología: *Segundo almanaque de datos y tendencias de la calidad del aire en seis ciudades mexicanas*, México, DF; 2003.
69. HEI Diesel Epidemiology Working Group: *Research Directions to Improve Estimates of Human Exposure and Risk from Diesel Exhaust, Special Report*; Health Effects Institute: Boston, MA; 2002.
70. Health Effects Institute: *Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Boston MA; 2003.
71. Guazzotti SA, Prather KA: Using individual particle signatures to discriminate between HDV and LDV emissions. In *HEI Communication 10: Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Boston, MA: Health Effects Institute; 2003.
72. Worsnop DR, Canagaratna M, Jayne J, Jimenez J: Characterization of vehicle emissions and urban aerosols by an aerosol mass spectrometer (AMS). In *HEI Communication 10: Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Boston, MA: Health Effects Institute; 2003.
73. Ziemann PJ, Tobias HJ, Sakurai H, McMurry PH, Kittelson DB: On-line mass spectral analysis of thermally evaporated diesel exhaust particles. In *HEI Communication 10: Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Boston, MA: Health Effects Institute; 2003.

74. Blom DA, Storey JME, Graves RL: Morphological aspects of combustion particles. In *HEI Communication 10: Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Boston, MA: Health Effects Institute; 2003.
75. Smith RL: Data analytic procedures for monitoring specific pollutants in epidemiological studies. In *HEI Communication 10: Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Boston, MA: Health Effects Institute; 2003.
76. Kittelson DB: Some characteristics of diesel and gasoline particulate emissions. In *HEI Communication 10: Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Boston, MA: Health Effects Institute; 2003.
77. Fujita E, Zielinska B: Chemical characterization of on-road motor vehicle PM emissions. In *HEI Communication 10: Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Boston, MA: Health Effects Institute; 2003.
78. Schauer JJ: Diesel exhaust signatures for source attribution: parts 1 & 2. In *HEI Communication 10: Improving Estimates of Diesel and Other Emissions for Epidemiologic Studies*. Boston, MA: Health Effects Institute; 2003.