
LA MODELACION DE EMISIONES DE TRANSPORTE VIAL EN LOS ESTADOS UNIDOS: LA PRACTICA CORRIENTE Y MEJORAMIENTOS NECESARIOS

Christopher Zegras

Instituto Internacional para la Conservación de Energía

750 First Street, NE Suite 940

Washington, D.C. 20002

Tel: 202 842 3388 Fax: 202 842 1565 e-mail: iiec@digex.net

Dharm Guruswamy

Georgia Institute of Technology

326874 Georgia Tech Station

Atlanta, GA 30332

e-mail: gt6874b@prism.gatech.edu

RESUMEN

Los modelos de emisión se han desarrollado sobre un periodo de más que 20 años en los Estados Unidos. Este trabajo presenta el modelo MOBILE del gobierno federal de EEUU, una descripción básica de su uso, y algunos de los problemas con la precisión de sus estimaciones. Se presenta algunos de las necesidades para mejorar la generación actual de los modelos de transporte desde la perspectiva de las emisiones. También se presenta algunos de las necesidades para mejorar los modelos de emisiones mismos.



1. INTRODUCCION¹

El medir los impactos atmosféricos del transporte requiere modelos de emisión de fuentes móviles. Tales modelos facilitan la estimación de las emisiones del sistema de transporte actual y las emisiones futuras después de la introducción de nuevos proyectos, planes, o tecnologías de transporte. Los productos del modelo de emisión (en la forma de tasas de emisiones por vehículo (en g/Km) a velocidades distintas) se pueden utilizar como "inputs" para un modelo de dispersión de contaminantes, para predecir la calidad del aire ambiente urbano. Así, se puede estimar la calidad futura del aire urbano con escenarios distintos de transporte (y otros fuentes emisoras como fuentes fijas). Los niveles de la calidad del aire ambiente representan las concentraciones reales de contaminantes y son críticos para determinar los impactos de emisiones en la salud humana, la vegetación, y los edificios.

Los modelos de emisión se han desarrollado sobre un periodo de más que 20 años en los Estados Unidos. Este trabajo presenta el modelo MOBILE del gobierno federal de EEUU, una descripción básica del su uso, y algunos de los problemas con la precisión de sus estimaciones. Se presenta algunos de las necesidades para mejorar la generación actual de los modelos de transporte desde la perspectiva de las emisiones. También se presenta algunos de las necesidades para mejorar los modelos de emisiones mismos.

2. EL TRANSPORTE, SUS CONTAMINANTES, Y LA LEGISLACION DE LOS EEUU

En las ciudades motorizadas, las emisiones de vehículos pueden ser una mayor fuente de contaminación atmosférica. Los contaminantes provenientes del transporte como el plomo, óxidos de nitrógeno (NOx), monóxido de carbono (CO), compuestos orgánicos volátiles (COV), óxidos de azufre (SOx), y partículas (MP) tienen impactos directos sobre la salud humana. Además, NOx y COV se reaccionan con la luz de sol para producir el ozono. Aunque algunos contaminantes como el plomo, PM, y el SOx responden relativamente bien a mejoras tecnológicas (como, por ejemplo, combustibles más limpios), el CO, NOx, y COV (y así, el ozono) han sido más tenaz, requiriendo normas cada vez más restrictivas con implicaciones económicas importantes.

En los Estados Unidos, la primera legislación sobre las emisiones de transporte se introdujo en los principios del años 1960. En 1963, The Pollution Emissions Act mandó los primeros estandares a nivel nacional para las tasas de emisión de automóviles. En 1970, The Clean Air Act (CAA) estableció jurisdicción del gobierno federal sobre la fiscalización de las normas de la calidad del aire urbano. La legislación requiere, entre otras cosas, que: (1) todas las áreas urbanas del país se cumplan entre un periodo determinado con las normas nacionales para la calidad del aire y (2) los estados desarrollan un plan -- incluso medidas de transporte -- a nivel estatal para cumplir las

¹En este trabajo no se trata el levantamiento de polvo desde las calles pavimentadas y no pavimentadas, que son contaminantes importantes del sistema de transporte tanto en ciudades como Santiago de Chile; Denver, CO; Salt Lake City, UT, y muchas otras. Estos contaminantes también se puede estimar con los productos de un modelo de transporte, pero con otro modelo para estimar las emisiones.

normas (Cohn, Wayson, Harris, 1992). Con los problemas persistentes de la contaminación atmosférica que han tenido los estados y áreas urbanas, el gobierno federal en 1990 pasó una enmienda, CAAA de 1990. Este restringió más aún las regulaciones para transporte, mandando que las áreas urbanas que no cumplan con las normas para ozono y CO controle a las millas viajadas por vehículo (Cohn, Wayson, Harris, 1992). Si las áreas no cumplen con la legislación el gobierno federal tienen el poder de quitar todo los fondos federales para inversiones en transporte.

3. LAS EMISIONES Y LOS MODELOS DE EMISIONES

El determinar la conformidad de sistemas de transporte con la legislación sobre la calidad del aire requiere los modelos de emisiones de transporte para pronosticar los niveles futuros de emisiones. La Agencia de la Protección para el Medio ambiente de los Estados Unidos (U.S. EPA) ha desarrollado en modelo, MOBILE, que se usan actualmente en todos los estados salvo California, que tiene su propio modelo EMFAC.² MOBILE y EMFAC son diseñados para predecir factores de emisión (emisiones por distancia viajada) para distintos contaminantes a una velocidad promedio para vehículos de distintos tipos y edades en una área específica. Así, los datos del modelo de transporte, combinado con los inventarios de vehículos, se pueden utilizar para proyectar las emisiones futuras del transporte. Desde que se pasó la CAAA de 1990, se han revisado el modelo MOBILE tres veces (MOBILE4.1, MOBILE5, y MOBILE5a).

Para estimar las emisiones de transporte se suele desagregar las emisiones en sus componentes. Los componentes distintos de emisiones de vehículos motorizados son emisiones por tubo de escape y emisiones evaporativas. La tasa a lo cual los vehículos motorizados emiten los contaminantes depende en una variedad de factores, incluso: el tipo, edad, y mantenimiento del vehículo; la manera del uso del vehículo; la calidad del combustible, y la temperatura ambiente.

3.1 EMISIONES POR EL TUBO DE ESCAPE

Entre las emisiones por el tubo de escape se incluyen óxidos de nitrógeno (NOx), monóxido de carbono (CO), compuestos orgánicos volátiles (COV), óxidos de azufre (SOx), y partículas (PM) que ocurre durante la operación del vehículo. Estas dependen en el modo de operación del vehículo:

- + Partida con motor frío ("cold start"). Con el motor frío, un vehículo emite niveles elevados de COV y CO.³ Además, para vehículos equipados con convertidores catalíticos (que tienen que estar caliente para funcionar óptimamente), los niveles de NOx también estarán elevados durante el periodo del "cold start." La U.S. EPA considera que, para un

2California desarrolló su propio modelo, EMFAC, antes del modelo federal MOBILE. En este estado todavía están usando versiones de EMFAC (actualmente EMFAC7F), debido en parte a: las normas de emisiones vehiculares y calidad de combustible más estrictas en California; las temperaturas ambientales promedias más altas relativas al resto del país; y los vehículos más antiguos relativos al resto del país (debido al clima relativamente seco).

3En un auto catalizado, en un viaje de 12 kilómetros aproximadamente 90% de las emisiones ocurren durante los primeros 2 kilómetros; para un viaje típico de 8.5 a 30 kilómetros, aproximadamente 50% de las emisiones ocurren durante la etapa de "cold start" (Cameron, 1991).



- vehículo con catalizador, ocurre una partida con motor frío después de que el motor ha estado apagado para una hora; para vehículos sin catalizador, considera que ocurre una partida con motor frío después de cuatro horas (Sierra Research, 1994).
- + Partida caliente (“hot start”). En este modo, el motor lleva poco tiempo apagado. Así, el motor todavía está calentado y las emisiones son mucho menos que un “col start.”
 - + Motor a temperatura normal (o estabilizada). En este modo, el vehículo está funcionando a la temperatura normal de operación. Dado que está operando a una temperatura óptima, el motor emite niveles relativamente bajos de emisiones en este modo.

Las emisiones por el tubo de escape ocurren en los arcos de la red y son más altas durante la hora punta. Están medidas en términos de gramos/kilometro.

3.2 EMISIONES EVAPORATIVAS

Las emisiones evaporativas se consisten de emisiones de COV que se escapan como vapor del vehículo. Las emisiones evaporativas se determinan como una función de la volatilidad del combustible y la temperatura ambiente. Hay, primeramente, tres tipos de emisiones evaporativas que ocurren mientras que un vehículo motorizado no está corriendo: las que ocurren cuando el vehículo está estacionado y que varían con la temperatura ambiente (emisiones “diurnal”), las que ocurren cuando el motor está apagado pero que son afectado por el motor todavía caliente (emisiones “hot soak”), y las que ocurren durante el llenado del estanque (emisiones “refuelling”). Se miden estas emisiones típicamente en gramos por acontecimiento y después se convierten en gramos/kilometro.

También, hay emisiones evaporativas que ocurren durante el funcionamiento del vehículo (“running losses”). Como las emisiones por el tubo de escape, estas ocurren en las arcos de la red y son más altas durante la hora punta. Se miden estas emisiones en gramos/kilometro.

3.3 EL MODELO MOBILE

El modelo MOBILE funciona con un factor base de emisiones, producido por pruebas de vehículos conducidas en laboratorios en dinamómetro. Usando una prueba estandar (Federal Test Procedure o FTP), se coleccionan, sobre 12 Km, emisiones en tres “sacos,” cada uno representando un modo de operación: partida en frío (“col start”) a una velocidad promedia de 40,96 Km/h; operación estabilizada a 25,6 Km/h; y partida caliente (“hot start”) a una velocidad promedia de 40,96 Km/h (Guensler, 1993). Desde los tres “sacos” se derivan una tasa base de emisiones (TBE), considerando que 43% de las partidas son con motor frío y los demás con motor caliente, con la formula siguiente (Sierra Research, 1994):

$$\text{TBE} = \frac{5,74 * (0,43 * \text{saco1} + 0,57 * \text{saco3})}{12} + \frac{6,26 * \text{saco2}}{12} \quad [1]$$

donde:

TBE	=	tasa base de emisiones (g/Km)
saco1	=	tasa de emisiones “col start” (g/Km)
saco2	=	tasa de emisiones del motor estabilizado (g/Km)
saco3	=	tasa de emisiones “hot start” (g/Km)

MOBILE utiliza una formula para corregir el TBE, para tomar en cuenta condiciones locales importantes que no se incluyen en la FTP, y producir factores de emisiones. La siguiente es una ecuación sencilla para mostrar la manera de corrección de MOBILE (Sierra Research, 1994):

$$FE = TBE * FCS * FCT * FCV \quad [2]$$

donde:

FE	=	factor de emisión corregido para modo de operación, temperatura, y velocidad
TBE	=	tasa base de emisiones
FCS	=	factor para corregir para "saco" (o modo de operación)
FCT	=	factor para corregir para temperatura
FCV	=	factor para corregir para velocidad

Para utilizar MOBILE en un lugar específico, los "inputs" necesarios del usuario incluyen: la volatilidad del combustible; la temperatura ambiente (mínimo, máximo y promedio por día); la región (altitud alta o baja); el año calendario; la velocidad promedia; el modo de operación ("cold start" o partida en frío, "hot start" o partida en calor, o estabilizada). Otros "inputs" opcionales incluyen: la distribución de la edad de los vehículos; el nivel de revisión técnica en la área modelada; las tasas de juguetearia ("tampering") con los sistemas de control (i.e., los catalizadores); emisiones del llenado del estanque ("refuelling"); y la presencia de combustibles reformulados o oxigenados (i.e., con etanol o MTBE).

Los productos del MOBILE se consiste de tasas de emisiones por tubo de escape de COV, CO, y NOx y emisiones evaporativas por distintos categorías de vehículos:

1. vehículos livianos de bencina (LDGV o "light-duty gasoline vehicles")
2. camionetas livianas de bencina, menos que 6000 libras (LDGTL o "light-duty gasoline trucks")
3. camionetas de bencina, entre 6000 libras y 8500 libras (LDGT2)
4. vehículos pesados de bencina, más que 8500 libras (HDGV o "heavy-duty gasoline vehicles")
5. vehículos livianos de diesel (LDDV o "light-duty diesel vehicle")
6. camionetas livianas de diesel, menos que 8500 libras (LDDT o "light-duty diesel trucks")
7. vehículos pesados de diesel, más que 8500 libras (HDDV o "heavy-duty diesel vehicles")
8. motocicletas (MC)

Las tasas de emisión de MOBILE, en gramos/kilometro, se pueden combinar con los productos del modelo de transporte -- el número, distancias, y velocidad media de viajes -- para producir un inventario de emisiones del sistema de transporte. Esto se puede integrar en un modelo de dispersión del aire. Entonces, el modelo de dispersión del aire, usando también emisiones de otras fuentes, puede estimar los impactos de dichas emisiones en la calidad del aire ambiente en una área urbana. Para hacer tales estimaciones con alta precisión requiere que el modelo de transporte lleva una representación buena de la mezcla de vehículos en los arcos de la red y sus velocidades durante distintos períodos del día. Esto requiere la cooperación íntima entre los departamentos de transportes que manejan datos de la flota vehicular, las agencias de planificación del transporte, y las agencias de



la calidad del aire. Así, las barreras potenciales a estimaciones precisas se pueden calificar tanto a nivel técnico que a un nivel político y/o administrativo. Para sobreponer la barrera administrativa, muchas áreas urbanas en los Estados Unidos combinan la planificación de transporte y la modelación de emisiones de transporte dentro de una agencia regional.

4. LOS MEJORAMIENTOS NECESARIOS

La nueva legislación estadounidense (CAAA de 1990) ha creado un nuevo enfoque tanto en los modelos de transporte mismos y en los modelos de emisiones. La legislación manda proyecciones precisas de la calidad del aire y la habilidad para modelar como reacciona la calidad del aire con nuevas estrategias de transporte. Para analizar precisamente los impactos de varias políticas de transporte (por ejemplo, iniciativas para cambiar el tiempo de viaje) y estimar los niveles totales de emisiones regionales requiere una metodología que pueda pronosticar viajes sobre un día entero (o sea 24 horas), que pueda estimar el cambio en la hora de un viaje, y que puede predecir donde ocurre las partidas en frío ("cold starts").

4.1 CARENCIAS EN LOS MODELOS DE TRANSPORTE

Aunque un modelo de transporte puede producir estimaciones adecuadas para distancias viajadas por vehículo, no puede producir velocidades adecuadas ni el número de partidas frío que ocurren en el sistema. Además, las zonas en lo cual funciona un modelo de transporte típicamente no se relaciona con el sistema de cuadrículas que usa un modelo de dispersión. Hay varios mejoramientos necesarios en los modelos de transporte para refinar las estimaciones de las emisiones. El detallarlos está fuera del espacio de este trabajo, pero incluyen: una dimensión temporal, tanto para medir los impactos de la congestión, para contar viajes encadenados ("trip chaining"), y para estimar el cambio de hora de viaje; mejor tratamiento de velocidades por viaje (no sólo por arco); y mejor tratamiento de modos no-motorizados. Aunque algunas de las faltas se pueden mejorar dentro de los modelos corrientes, algunas solamente se van a realizar con andar hacia los modelos dinámicos.

Además, hay aspectos particulares de los modelos de transporte que aunque no tengan impactos importantes en la precisión de los productos de estos modelos, tienen implicaciones importantes para la modelación de la calidad del aire. Por ejemplo, los analistas de transporte típicamente trabajan con períodos de análisis (10 a 20 años) más largos que los analistas de calidad del aire, haciendo que estos tengan que interpolar condiciones a más corto plazo. Esto puede llevar imprecisiones (EPA, 1993). También, el análisis preciso de la calidad del aire requiere información detallada sobre la composición de vehículos en la red, la proporción y distribución durante el día de partidas en frío ("cold starts") y la variación temporal (porque distintas temporadas tienen distintos impactos atmosféricos, como el smog invernal de Santiago). Otro problema resulta del hecho de que los modelos de transporte funcionan para analizar el sistema a un nivel estratégico, así que se incluyen solamente las vías de importancia primaria; aunque sea aceptable desde la perspectiva del transporte, no saber las condiciones del tránsito en las calles de menor importancia pueden tener una significancia importante para emisiones totales.



Así, los mejoramientos necesarios en el corto plazo de la modelación de transporte para mejorar la capacidad de medir emisiones de transporte incluyen (Stopher, 1993):

- 1) Introducir variación temporal de distancias viajadas por vehículo, velocidades, mezcla de vehículos, y condiciones de viajar. Una variación temporal de tales estimaciones dejarán estimar los impactos atmosféricos producidos por distintos temporadas.
- 2) Introducir medidas anuales de distancias viajadas por vehículo para medir directamente los aumentos o disminuciones de las emisiones debido a cambios en el sistema de transporte.
- 3) Cambiar a un plataforma de Sistema de Información Geográfica (SIG). Más que facilitar la representación de mejor detalle del sistema de transporte, el SIG facilitará mejor interacción con los modelos de dispersión, para simular como las emisiones en distintos arcos afectan las concentraciones de contaminantes debido a efectos climatológicos y meteorológicos.
- 4) Incorporar dentro del sistema de modelación transporte-dispersión de contaminantes un sistema de proyectar el uso de suelo que pueda reflejar cambios en el sistema de transporte (y en la contaminación).

4.2 LOS PROBLEMAS CON LOS MODELOS DE EMISIONES

Con dichos cambios en la modelación de transporte, los modelos de emisión (como MOBILE) puedan producir estimaciones de emisiones más precisas. Pero, la generación actual de modelos de emisión también tienen limitaciones bien conocidas (Austin, et al., 1991).⁴ Los modelos EMFAC y MOBILE han históricamente predicho niveles de emisiones más bajos que las actuales; no se separa cuánto se deben esto a los modelos de transporte de donde los modelos de emisiones se derivan sus datos o a los modelos de emisiones mismos (Austin, et al, 1991).

Como discutido arriba, las tasas bases de emisión en MOBILE vienen de una prueba estandar (Federal Test Procedure o FTP), representando tres ciclos de operación -- partida en frío ("cold start"), partida caliente ("hot start"), y operación estabilizada. Desde la tasa base de emisión de operación estabilizada (a una velocidad de 25.6 Km/h), otras tasas de emisión se derivan para otras velocidades. Para aproximar las emisiones a las otras velocidades, se utilizan un factor para corregir para velocidad (FCV), una proporción que se puede representar como lo siguiente (Guensler, 1993):

$$\text{FCV} = \frac{\text{FE}_v}{\text{saco2}} \quad [3]$$

donde:

FCV	=	factor para corregir para velocidad
FE	=	factor de emisión a una velocidad promedio v para un grupo de vehículos g
saco2	=	tasa de emisión del motor estabilizado (a 25.6 Km/h) en g/Km

⁴El trabajo de Austin et al. (1991), se trata de los modelos MOBILE4 y EMFAC7E, los cuales han sido reemplazados con versiones nuevas (MOBILE5a y EMFAC7F. Sin embargo, todavía siguen problemas con los dos.



Se han derivado los FCV con pruebas de más que 500 vehículos livianos conducidas en laboratorios en un dinamómetro en 16 ciclos distintos (Guensler, 1993). Así, las tasas de emisión para otras velocidades se estiman como función no lineal de la velocidad promedia.

Las emisiones (en g/Km) se disminuyen con un aumento en la velocidad entre 0 Km/h y (aprox.) 72 Km/h y se aumentan con un aumento en la velocidad sobre 72 Km/h. Pero, la derivación estadística de los FCV, deja una margen de error demasiado grande para predecir con una certidumbre un nivel preciso de emisiones a velocidades más alta o baja que la 25,6 Km/h del saco 2. Un análisis estadístico, basado en los datos originales usados para derivar los FCV, mostró, por ejemplo, que la tasa de emisión (g/Km) de CO a 8 Km/h varía entre 0,1 y 3,9 veces más alta que la tasa base de 25,6 Km/h a un nivel de confidencia de 95% (Guensler & Sperling, 1994). Se mostraron resultados parecidos (aunque sea menos inconstante) para las emisiones de COV. En consecuencia, las emisiones predichas debidas a cambios en velocidad, pueden tener, en realidad una variación sumamente alta, como representado en Tabla 1.

Tabla 1
Cambios predichos en emisiones debido a cambios en
velocidades promedias

Cambio en Km/h	% Cambio en CO (g/Km)			% Cambio en COV (g/Km)			% Cambio en NOx (g/Km)		
	bajo	pred.	alto	bajo	pred.	alto	bajo	pred.	alto
48 > 80	-72	-24	+75	-48	-8	+68	+32	+50	+71
48>104	+5	+105	+234	-1	+90	+220	+110	+175	+251
88 > 80	-51	-22	-2	-33	-17	-2	-22	-18	-14
48 > 72	-72	-25	+50	-47	-17	+41	+16	+25	+36
64 > 56	-14	+17	+58	-13	+9	+26	-11	-8	-5
48 > 32	0	+22	+58	+11	+30	+76	+15	+25	+39

Fuente: Derivada de Guensler y Sperling (1994), Tablas 2,3, y 4.

Notas: para vehículos después del año 1986 con "fuel-injection;" se estimaron con el método "bootstrap," usando los límites mayor y menor de 95%.

Se puede notar que las variaciones para CO y COV son muchas más altas que para NOx. Es importante considerar que las variaciones predichas para vehículos con carburador (en el caso de EEUU, vehículos antes del año 1986) son menos variables que los con "fuel-injection."

La gran variación en las emisiones de vehículos se debe al hecho que las emisiones son producto más asociado a las condiciones reales de operación (por ejemplo, las aceleraciones y desaceleraciones) en vez de la velocidad promedio. Por ejemplo, análisis recientes indican que la gran mayoría de las emisiones del CO en vehículos de "fuel-injection" ocurren durante operación enriquecida ("power enrichment") -- cuando la proporción de combustible al aire sea más que uno -- durante períodos de la aceleración rápida (LeBlanc, *et al.*, 1994; Rodgers, 1994).

En resumen, la incertidumbre en la estimación de emisiones viene en los tres componentes de la modelación: la actividad de los vehículos, las tasas de emisión para las actividades de los vehículos, y

los factores para corregir las tasas de emisión. Estas incertidumbres se combinan en la metodología utilizada para desarrollar el inventario de emisiones (Guensler & Sperling, 1994). Así que, la U.S. EPA tiene dos caminos en el mediano plazo para mejorar MOBILE. Primeramente, van a añadir otro ciclo al FTP para incluir condiciones de conducir que actualmente no se incluye en el FTP: una tasa de aceleración más alta que 3.3 millas (5.28 Km) por segundo y velocidades mayor que 57 (91.2 Km) millas por hora (Guensler, 1994). El segundo involucrará el desarrollo de un modelo de 25 "sacos" ("25-bin") que desagregará la modelación con ciclos de conducir diferentes para cinco clasificaciones viales (carretera, autopista, arteriales, conectadores, y calles locales) y para cinco niveles distintos de la congestión (definidos por nivel de servicio) (Guensler, 1994). Este método eliminaría la necesidad para derivar velocidades promedios de los modelos de transporte y el uso de los factores para corregir para la velocidad. En su vez, cada arco (definido por su clasificación vial) en la red puede recibir (para distintas horas) un nivel de servicio a lo cual se puede asignar la tasa apropiada de uno de los 25 sacos. Ir más allá que esto requeriría productos muchos más detallados de los modelos de transporte y pruebas de vehículos extensivas.

Para el largo plazo, investigadores están trabajando en métodos más detallados -- el método de correlacionar al motor ("engine map") y el método modal ("modal approach"). El método "engine map" intenta a correlacionar las tasas de emisiones con características de RPM y trabajo específico del motor (Guensler, 1994). Tal método puede estimar emisiones por tubo de escape en detalle significativo, las "únicas" limitaciones sería: la precisión de los inputs al modelo (los productos del modelo de transporte como los flujos vehiculares y la hora del día); la comprensión de las relaciones entre las emisiones vehiculares y las operaciones viales; y las capacidades computacionales. Dado tanto, los recursos y datos necesarios para el método "engine map" pueden hacer que este método sea demasiado complejo para la práctica (Guensler, 1994). El método modal intentaría a desarrollar tasas de emisiones como una función específica de los modos diferentes de operación: aceleración, deceleración, etc. Al mismo tiempo, los asignaría a los arcos de la red un perfil representando modos de operación distintos. Así, el método proveería factores de emisión para actividades distintas de alta emisión (como velocidades altas o aceleraciones altas) para suplementar a los factores de emisión promedios en cada arco (Guensler, 1994). Aunque más investigación y pruebas sean necesarias para saber cual método sea factible y las mejoras en precisión que cada ofrezca, puede ser que el método "modal" proveerá el mejor compromiso entre el detalle necesario para un grado aceptable de precisión y la factibilidad de implementación (Hassounah & Miller, 1993).

6. CONCLUSIONES

Con la motorización, las ciudades urbanas experimentan un aumento en la porcentaje de la contaminación atmosférica debido al tránsito de vehículos. Así que, el monitoreo y control de las fuentes de contaminación empieza a ser más difícil por su movilidad implícita. Al mismo tiempo, la naturaleza de los contaminantes mismos introduce nuevos desafíos para disminuir su presencia. Aunque los niveles del plomo, las partículas, y aún el SOx se pueden ser mejorado con tecnologías y a un costo relativamente alcanzable, el CO y el ozono muchas veces siguen empeorando. Esto se debe al crecimiento en el numero y uso de vehículos. Con regulaciones sobre la calidad del aire cada vez más estrictas y políticas de transporte cada vez más polémicas (como, por ejemplo, la tarificación vial), el modelar con precisión las emisiones de transporte llega a ser más imprescindible.



Tal importante como saber los impactos de una nueva autopista (o nuevas peajes) en el comportamiento del sistema de transporte es comprender los impactos este nuevo comportamiento (por ejemplo, nuevas velocidades) en la calidad del aire urbano.

Aunque los modelos de emisión como MOBILE ofrezcan una herramienta aceptable para crear un inventario de emisiones de transporte, sus utilidades para predecir cambios en emisiones debidos a microcambios en el comportamiento del sistema de transporte están en duda. Mejorar el sistema de estimar emisiones del sistema de transporte requerirá mejoramientos tanto en los modelos de transporte que en los modelos de emisión. Los modelos de transporte, por ejemplo, tienen que representar la mezcla de los tipos de vehículos, sus velocidades por viaje, variaciones temporales, etc. Al mismo tiempo, los modelos de emisión necesitan más precisión en su representación de los impactos de velocidades diferentes, modos de operación distintos, etc. En el largo plazo, tiene que enfocar en las actividades vehiculares específicas que produzcan las emisiones y asegurar que los modelos de transporte puedan producir estimaciones de tal actividad.

Para una ciudad con tasas altas de motorización como Santiago, la importancia de conocer los impactos del crecimiento vehicular en la calidad del aire futura crecerá cada día. Así, el desarrollo de mejoramientos en los modelos de emisiones como MOBILE ofrece algunas lecciones para tomar en cuenta mientras que se va refinando el modelo de transporte ESTRAUS y el modelo de dispersión de contaminantes AIRVIRO. En el fin, las estimaciones más precisas se requieren colaboración a un nivel alto entre las autoridades de fiscalización de vehículos, las agencias de planificación de transporte y las de la calidad del aire para conocer los requerimientos y posibilidades que cada una tiene.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado parcialmente por el Departamento de Energía de los Estados Unidos y la Agencia para la Protección de Medio ambiente de los Estados Unidos.

REFERENCIAS

- Austin, Barbara; Fieber, Julie & Heiken Jeremy (1991) **Characteristics of MOBILE4 and EMFAC7E Models** paper presented at the National Conference on Transportation Planning and Air Quality sponsored by American Society of Civil Engineers, July 1991.
- Cameron, Michael (1991) **Transportation Efficiency: Tackling Southern California's Air Pollution and Congestion** Environmental Defense Fund and Regional Institute of Southern California, Oakland, CA.
- Cohn, L.F., Wayson, R.L., & Harris, R.A. (1992) "Environmental and Energy Considerations" in Edwards, John D. (ed) **Transportation Planning Handbook** Institute of Transportation Engineers, Prentice Hall, Englewood Ciffs NJ.

Guensler, R. (1994) "Data Needs for Evolving Motor Vehicle Emission Modeling Approaches" in **Transportation Planning and Air Quality II**, American Society of Civil Engineers, New York, NY.

Guensler, R. (1993) **Vehicle Emission Rates and Average Vehicle Operating Speeds** Doctoral Dissertation for Civil Engineering, University of California at Davis, Davis, CA.

Guensler R. & Sperling D. (1994) "Congestion Pricing and Motor Vehicle Emissions: An Initial Review" in **Curbing Gridlock: Peak Period Fees to Relieve Traffic Congestion** (Volume 2), National Academy Press, Washington, D.C.

Hassounah, Mazen & Miller, Eric J. (1993) **Quantitative Analysis of Urban Transportation Energy Use and Emissions: Phase I Final Report** Joint Program in Transportation - University of Toronto, Toronto.

LeBlanc, D.; Meyer, M.D.; Saunders F. M. & J.A. Mulholland (1994) **Vehicle Emissions from Road Driving: Some Empirical Evidence of Emissions due to Power Enrichment** paper presented at the 73rd Annual Meeting of the Transportation Research Board, Washington, D.C., January.

Rodgers, M. (1994) **Evaluation of Mobile Source Emissions in Atlanta, Georgia, Using Instrumental Vehicles and Optical Remote Sensing** presented at the 73rd Annual Meeting of the Transportation Research Board, Washington, DC, January.

Sierra Research, Inc. (1994) **Evaluation of MOBILE Vehicle Emission Model** prepared for J.A. Volpe National Transportation Systems Center, U.S. Department of Transportation, Cambridge, MA, June.

Stopher, P.R. (1993) "Deficiencies of Travel-Forecasting Methods Relative to Mobile Emissions" **Journal of Transportation Engineering** 119 (5).

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), Office of Air Quality Planning and Standards (1993) **Issues and Approaches to Improving Transportation Modeling for Air Quality Analysis** (a joint report with Office of Mobile Sources), Office of Air Quality Standards - Environmental Protection Agency, Research Triangle Park NC.

