

DAÑOS A LA SALUD POR LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE EN LA CIUDAD DE MÉXICO, Y UNA PROPUESTA PARA PROMO- VER EL AUTO ELÉCTRICO

MARTIN RICKER,^{*} ADOLFO CHÁVEZ-NEGRENTE,^{**} BLANCA CHONG M.,^{***}
TERESA I. FORTOUL^{****} Y RICARDO TORRES J.^{*****}

INTRODUCCIÓN

Es mundialmente reconocido que el aire en la Ciudad de México está altamente contaminado (DDF *et al.*, 1996; Bravo y Torres, 1995; Quadri y

Manuscrito recibido en septiembre de 1997; versión final, noviembre de 1998.

* Investigador del Jardín Botánico del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), apartado postal 70-614, delegación Coyoacán, México D. F., 04510, México. Correo electrónico: mrickr@servidor.unam.mx

** Jefe de Investigación Clínica y Medicina Interna, Hospital de Cardiología, Centro Médico Nacional Siglo XXI, Instituto Mexicano del Seguro Social (IMSS), avenida Cuauhtémoc 330, colonia Doctores, México D. F., 06720, México.

*** Médico Internista del Servicio de Medicina Interna, Hospital de Especialidades, Centro Médico Nacional Siglo XXI, Instituto Mexicano del Seguro Social (IMSS), avenida Cuauhtémoc 330, colonia Doctores, México D. F., 06720, México.

**** Profesora de la Facultad de Medicina, Departamento de Biología Celular y Tisular, UNAM, apartado postal 70-318, delegación Coyoacán, México D. F., 04510, México.

***** Técnico Académico, Sección de Contaminación Ambiental, Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, Circuito Exterior, Ciudad Universitaria, México D. F., 04510, México.

Martin Ricker agradece al Dr. Leonardo Martínez F. del Instituto Nacional de Ecología (Semarnap, Ciudad de México) el haber proporcionado una lista y descripción de autos eléctricos disponibles en la Ciudad de México. Teresa Fortoul agradece a Irma López, Ivonne Sánchez, Daniel Navarro y Sandra Moncada por su colaboración en la investigación de los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud. Finalmente, queremos reconocer los comentarios y sugerencias de dos dictaminadores anónimos para mejorar el manuscrito. Iliana Ramírez K. ayudó en preparar las gráficas.

Sánchez, 1994; UNEP y WHO, 1994; Rivero *et al.*, 1993; Eskeland, 1992; Mumme *et al.*, 1992). El problema de la contaminación del aire no es privativo de la Ciudad de México, ya que existe en muchas zonas metropolitanas del mundo, como Los Ángeles (Lents y Kelly, 1993), Hong Kong (Rusco y Walls, 1995) y Londres (Schwartz y Marcus, 1990), entre otras (UNEP y WHO, 1994). El aire limpio representa un valor no-comercial; es un bien público que no se vende en los mercados y, por lo mismo el mercado lo trata como un producto sin valor. Sin embargo, la población valúa al aire limpio con gran aprecio.

La contaminación del aire consiste de una mezcla de gases, incluyendo oxidantes fotoquímicos (*smog*) y partículas. El *smog* (= *smoke + fog*) consiste básicamente de una mezcla de compuestos fotoquímicos, principalmente compuestos orgánicos volátiles (COV) y óxidos de nitrógeno (NO_x). Estos compuestos son activados energéticamente por la luz del sol, propiciando una serie de reacciones químicas. Así se forman contaminantes secundarios como el ozono (O_3) y el peroxyacetilnitrato (PAN; $\text{CH}_3\text{C}(\text{O})\text{OONO}_2$), los cuales persisten en concentraciones importantes en el día para ser transformados por la noche en otras especies químicas (por ejemplo, ácido nítrico = HNO_3) (véase Seinfeld, 1989).

Además del *smog* existen otros gases no-fotoquímicos, como el bióxido de azufre (SO_2 ; véase Bravo *et al.*, 1990) y el monóxido de carbono (CO). Finalmente se encuentran las partículas que pueden tener un origen como productos de combustión o naturales (= partículas primarias), o bien ser productos fotoquímicos en forma de aerosoles (= partículas secundarias). Las partículas primarias tienen en general un rango de tamaño de 2.5-100 μm diámetro. Ejemplos son los polvos y humos de fundiciones de metales, los polvos de granos y los óxidos de plomo emitidos por los escapes de los vehículos. Las partículas secundarias o partículas finas son productos principalmente de la remoción del *smog* fotoquímico y tienen en general un diámetro menor a 2.5 μm . Alrededor de 80% de la masa de partículas secundarias consiste en nitratos (NO_3^-) y sulfatos (SO_4^{2-}). Otro tipo de partículas preocupantes son los benzo- α -pirenos, que también resultan de procesos de combustión. En la actualidad, los componentes más graves de la contaminación en la Ciudad de México

son el ozono (O_3 ; véase Bravo *et al.*, 1991) y las partículas secundarias (NO_3^- , SO_4^{2-} , véase Fuentes, 1991).

A la fecha, se encuentra un buen sistema de medición de los contaminantes en la Ciudad de México. Actualmente operan 25 estaciones con 93 analizadores bajo el cuidado de 25 técnicos especialistas (Palazuelos, 1996). En 1994, el total de los contaminantes emitidos en la zona metropolitana del valle de México fue de 4 009 629 toneladas, incluyendo partículas suspendidas totales (PST), bióxido de azufre (SO_2), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO_x), y COV (DDF *et al.*, 1996; p. 86). Esto corresponde a un promedio de 7.3 t/día/km² (4 009 629 /365 /1 500), usando la aproximación de que la superficie urbana total en 1990 fue de 1 500 km² (Ocampo, 1997). Dada la ubicación de la Ciudad de México en una cuenca cerrada, los contaminantes se atrapan durante la mañana y sólo después de que los vientos diurnos logran suficiente fuerza, pueden llevarlos por encima de las montañas que delimitan la cuenca.

En este artículo se presentan primero argumentos de por qué el gobierno no solamente puede sino debe intervenir en el mercado libre de los coches en la Ciudad de México. Resumimos los efectos en la salud de la contaminación del aire desde el punto de vista médico. Argumentamos que el Índice Metropolitano de Calidad del Aire (Imeca) *no* presenta completamente la gravedad de la contaminación. Profundizamos en una sección sobre el problema grave del ozono. Apoyados por este análisis, proponemos un sistema de impuestos y subsidios inductivos para promover la venta de autos eléctricos como una medida de apoyo a la disminución de la contaminación del aire.

EFFECTOS DE CONTAMINANTES DEL AIRE SOBRE LA SALUD

Debido a los episodios de contaminación que se presentaron en la Ciudad de Londres en 1952 se han venido estudiando los efectos de los contaminantes sobre la población humana. En el episodio de Londres, que duró cinco días, las concentraciones por ejemplo de bióxido de azufre (SO_2) llegaron a 1.3 ppm (promedio en 48 horas; diez veces la norma actual en México). El número de muertes ocurridas durante e inmediatamente después de este periodo fue de 4 000 más que las esperadas bajo circunstan-

cias normales (OMS, 1979, resumido en Rivero *et al.*, 1993, pp. 156-157). Se ha reportado un incremento en las enfermedades respiratorias y cardiovasculares asociado con la contaminación, especialmente con las partículas de sulfato, en Canadá (Burnett *et al.*, 1995), Estados Unidos (Pope, 1996; Schwartz y Morris, 1995), y el Reino Unido (Seaton *et al.*, 1995).

Prácticamente todos los contaminantes han sido propuestos como causantes del daño orgánico: el monóxido de carbono (Marius-Núñez, 1990; Allred *et al.*, 1989; Aronow, 1981), el ozono (Devlin *et al.*, 1997), las partículas suspendidas (Fortoul *et al.*, 1996a; Seaton *et al.*, 1995; Schwartz y Dockery, 1992; Hatch *et al.*, 1985), el bióxido de azufre (Sheppard *et al.*, 1981; Nadel *et al.*, 1965) y los óxidos de nitrógeno (Orehек *et al.*, 1976). Existen alteraciones en el sistema respiratorio (Rivero *et al.*, 1993), cardiovascular (Stern *et al.*, 1988), inmunológico (Stiller-Winkler *et al.*, 1996), neuropsiquiátrico (Lundberg, 1996), hematológico (Badman y Jaffe, 1996), y del tracto digestivo alto (Holt, 1996). Se manifiestan síntomas auditivos, irritación ocular, y dolor de cabeza (Partti-Pellinen *et al.*, 1996) y pueden presentarse partos prematuros (Xu *et al.*, 1995).

Diversos estudios en diferentes partes del mundo han mostrado una estrecha relación entre la contaminación ambiental y el asma. En el Reino Unido, por ejemplo, la prevalencia de asma se ha quintuplicado en los últimos 20 años, y se considera como un factor responsable a la contaminación (Khot *et al.*, 1984). Romieu *et al.* (1995) observaron una relación lineal entre las concentraciones elevadas de ozono y el incremento en el número de ingresos por asma en niños en el departamento de urgencias del Hospital Infantil de México en la Ciudad de México.

Möller *et al.* (1994) estiman que entre todos los casos de cáncer en Estados Unidos, 2% se debe a la contaminación atmosférica, mientras 35% se debe a la dieta y 30% al tabaquismo (las categorías restantes son “infecciones”, “exposición ocupacional” y “otros”). En 1984, el comité de cáncer de Suecia estimó el riesgo de cáncer por la contaminación del aire entre 100 y 1 000 casos por año, aproximadamente 1% de todos los casos de cáncer. En 1990, la Agencia de Protección Ambiental de Suecia hizo un segundo y mejor análisis. El riesgo de cáncer por contaminación

general del aire se estimó en 95 casos fatales por millón de personas por año (Törnquist y Ehrenberg, 1988, 1990, resumido en OCDE, 1995, pp. 27-28; véase también Törnquist y Ehrenberg, 1994).

El contaminante considerado más riesgoso para causar cáncer es 1,3-butadieno ($\text{CH}_2=\text{CH}-\text{CH}=\text{CH}_2$), un componente dentro de los COV. Aparte de cáncer, causa enfermedades del corazón, de los pulmones y de la sangre. Los coches de gasolina son responsables de alrededor de 90% de las emisiones de 1,3-butadieno (EPA, 1993, resumido en OCDE, 1995, p. 28). Patrick (1994, p. 22) estima que entre 769 y 1 461 casos de cáncer por año en Estados Unidos se deben a la contaminación del aire por vehículos, y que 54 a 58% de estos casos se deben al 1,3-butadieno. Cabe mencionar que los catalizadores eliminan una buena proporción de este compuesto.

Aunque el tabaquismo es la causa principal de cáncer en los pulmones (Ponciano, 1996), este cáncer es más común en el ambiente urbano y la incidencia correlaciona directamente con el tamaño de la ciudad (Lechner, 1996; véase también Engholm *et al.*, 1996). La tasa de cáncer en los pulmones es alta en mexicanos que no fuman y que viven en ciudades altamente industrializadas, sugiriendo una correlación con la contaminación del aire (Lechner, 1996; Green *et al.*, 1993). El plomo y el arsénico, derivados de la combustión del diesel (Nielsen *et al.*, 1996) y presentes en el aire urbano, son otros contaminantes a considerar. Con el arsénico por ejemplo, se ha mostrado elevada incidencia de cáncer en trabajadores con este metal.

Varios estudios de tipo epidemiológico acerca de los efectos de contaminantes sobre la salud han sido realizados por economistas, que tomaron el reto de dedicarse a los problemas estadísticos involucrados (Portney y Mullahy, 1990; Mullahy y Portney, 1990; Ostro, 1987, 1983; Lipfert, 1984, 1983; Mendelsohn y Orcutt, 1983, 1979; Chappie y Lave, 1982; Christainsen y Degen, 1980; Gerking y Schulze, 1981; Seskin, 1979; Brown, 1978; Page y Fellner, 1978; Wyzga, 1978; Smith, 1975; Lave y Seskin, 1973, 1970). Lave y Seskin (1970) reportan que la contaminación del aire duplica la mortalidad por bronquitis en zonas urbanas comparadas con zonas rurales. También concluyen que la reducción de la contaminación del aire podría reducir las tasas de mortalidad y morbi-

dad para enfermedades cardíacas 10-15%, y la tasa de mortalidad para cáncer pulmonar 11-44%. Lave y Seskin (1973) demostraron la asociación significativa entre contaminación del aire y mortalidad. Mendelsohn y Orcutt (1979) concluyeron que en Estados Unidos 140 000 muertes (9% del total) se pueden asociar estadísticamente con la contaminación del aire (véase también Spix y Wichmann, 1996; Sunyer *et al.*, 1996; Saldiva *et al.*, 1995; Dockery *et al.*, 1993). El efecto aumenta dramáticamente con la edad, así que para niños todavía no hay ninguna asociación estadística. Especialmente el sulfato (SO_4^{2-}) tiene una asociación estadística estrecha con las muertes (véase también Peters *et al.*, 1996; Burnett *et al.*, 1995; Schwartz y Dockery, 1992), mientras que el ozono y el bióxido de nitrógeno no presentaron un efecto significante sobre la esperanza de vida. Ostro (1983) encontró una asociación estadística significativa entre la concentración de partículas y la pérdida de días de trabajo, y Ostro (1995) entre la concentración de partículas y la mortalidad (véase también Seaton *et al.*, 1995; Schwartz y Dockery, 1992).

EL ÍNDICE METROPOLITANO DE CALIDAD DEL AIRE

Para la interpretación de la gravedad de las concentraciones de contaminantes y para su comunicación al público se introdujo en los ochenta en México el Índice Metropolitano de Calidad de Aire, abreviado Imeca. Se determina el Imeca para cada uno de los siguientes contaminantes: Partículas suspendidas totales (PST), ozono (O_3), monóxido de carbono (CO), bióxido de azufre (SO_2), y bióxido de nitrógeno (NO_2). Como *Imeca global* se reporta comúnmente el Imeca de aquel contaminante que es más alto (Benolol, 1995; Ezcurra, 1991).

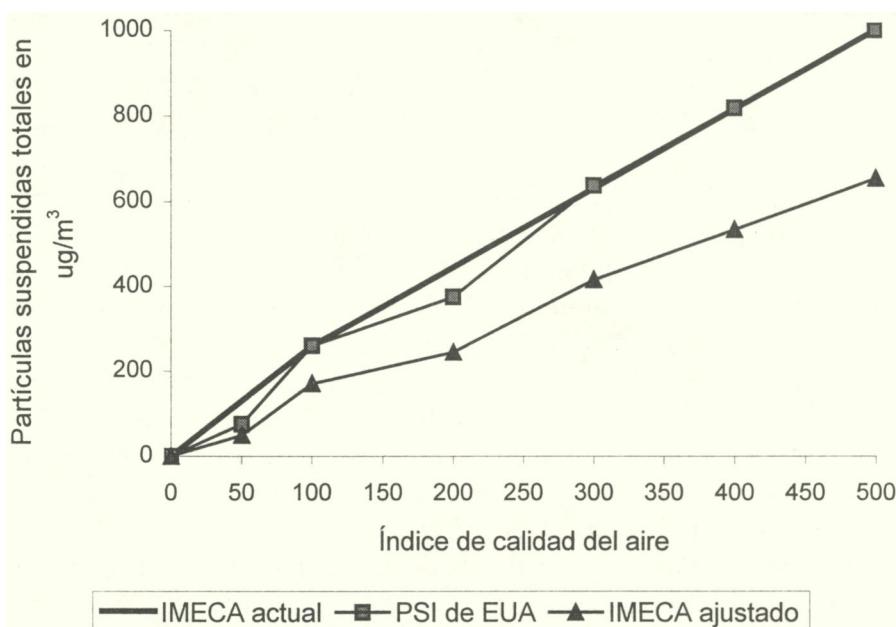
El Imeca de un contaminante se determina a través de una escala que va de 0 a 500 (este rango es arbitrario). Se establece la gráfica en donde se relacionan las concentraciones de un compuesto con los puntos de Imeca de manera que se cumplen las siguientes evaluaciones médicas: Un Imeca de 50 es *satisfactorio*, un Imeca de 100 corresponde a la *norma de calidad* que no debería excederse, 200 es *desfavorable*, 300 es *perjudicial*, 400 es *peligroso*, y por último un Imeca de 500 es *muy peligroso* al poder inducir la muerte prematura.

Es un reto científico relacionar las concentraciones de un contaminante con los puntos de Imeca de tal manera que se cumplan las evaluaciones médicas lo más objetivamente posible. Por ejemplo, la concentración de partículas suspendidas totales correspondiente a un Imeca de 50, realmente debe todavía ser satisfactorio para la salud. En México, los estándares fueron publicados en el *Diario Oficial de la Federación* del 3 de diciembre de 1994 (Peña, 1996); los responsables de la regulación se han basado en las concentraciones usadas en el *Pollutant Standards Index* de Estados Unidos para este propósito (Benolol, 1995; Thom y Ott, 1975). Sin embargo, han resultado dos fallas en este sistema:

Primero, en México se han usado solamente dos puntos de quiebre en lugar de seis para determinar el índice de la calidad del aire. En la gráfica 1 se puede ver para partículas suspendidas totales que las curvas del Imeca actual y del *Pollutant Standards Index* tienen una forma diferente. Una concentración de partículas suspendidas totales de $375 \mu\text{g}/\text{m}^3$ corresponde a un *Pollutant Standards Index* de 200, mientras en México esta misma concentración corresponde a un Imeca de aproximadamente 162, y así causa menos preocupación de lo que debería. El mismo problema de no haber escogido seis puntos de quiebre existe para todos los contaminantes reportados con el sistema del Imeca.

Segundo, en lo que se refiere a la contaminación por partículas, no se ha tomado en cuenta la altitud de la Ciudad de México, situada a 2 240 m sobre el nivel del mar. Staines *et al.* (1971) señalan que al bajar la presión del aire con la altura hay ajustes en el trabajo respiratorio para recuperar la disminución de la concentración absoluta de oxígeno. Motley (1969, p. 477) reporta que en reposo un humano a nivel del mar requiere un volumen promedio de ventilación de $3.2 \text{ l}/\text{min}/\text{m}^2$ de superficie corporal ($2.6\text{-}3.8 \text{ l}/\text{min}/\text{m}^2$). Por otro lado, Staines *et al.* (1971, p. 383) midieron en 300 personas a la altura de la Ciudad de México un valor promedio de $4.9 (+0.5) \text{ l}/\text{min}/\text{m}^2$, un aumento de 53% en el volumen [$(4.9\text{-}3.2) \times 100\% / 3.2$]. En consecuencia, una concentración de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de partículas suspendidas totales en 2 240 m es mucho más grave que esta misma concentración a nivel del mar, porque se respira 53% más de aire contaminado con esta concentración de partículas. En consecuencia, Bravo y Urone (1981) sugieren ajustar la norma de aire para partículas

Gráfica 1. *Índice Metropolitano de Calidad de Aire (Imeca) actual, Pollutant Standards Index (PSI) e Imeca ajustado a la altura de la Ciudad de México para partículas suspendidas totales.*



de la siguiente manera: Norma ajustada para partículas = (norma a nivel del mar)(tasa respiratoria a nivel del mar) / (tasa respiratoria a 2 240 m). Para partículas suspendidas totales, la norma ahora es $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pero ajustándola a la altura resultan $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [$260 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 3.2 / 4.9$], una fuerte disminución. La gráfica 1 muestra la curva completa, modificando los valores del *Pollutant Standards Index*. En contraste a las partículas, el ajuste no es necesario para gases ya que la concentración se expresa en partes por millón (ppm): Aunque se respira más aire en la altura, un gas se expande más en la altura, y la proporción entre las moléculas en partes por millón queda aproximadamente constante.

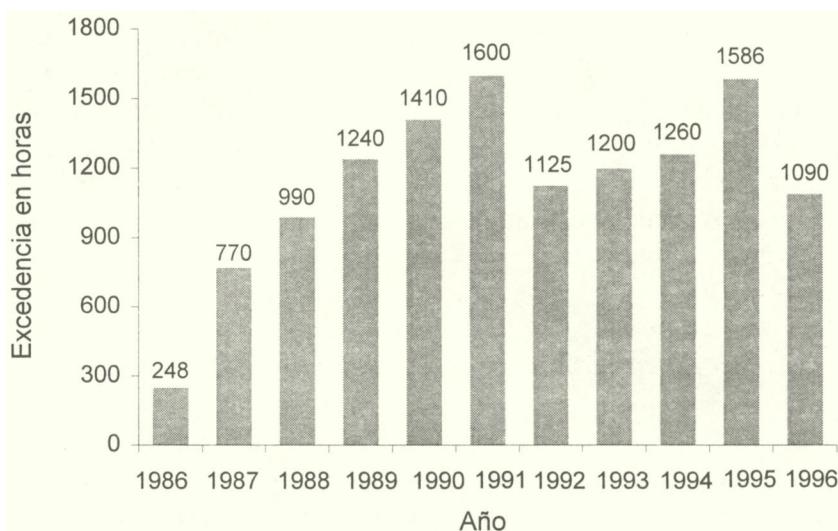
El objetivo del gobierno debe ser que el Imeca de 100 representa el máximo de una concentración satisfactoria de los contaminantes, y que todas los contaminantes no excedan en ningún día del año un Imeca de 100. En la actualidad no solamente existen las mencionadas subestimaciones en la determinación del Imeca, sino aun así se excede el Imeca 100 en una gran parte del tiempo durante un año. El "Imeca global" en la zona metropolitana del valle de México entre 1988 y 1996 ha presentado un promedio anual entre 141 (1989) y 194 (1996), claramente por encima de 100 (DDF, 1996, anexo p. 2). Así se puede concluir que las medidas tomadas hasta ahora no han sido satisfactorias, ya que a pesar de los esfuerzos los niveles de la contaminación en la Ciudad de México siguen por encima de lo aceptable.

EL CASO DEL OZONO EN LA CIUDAD DE MÉXICO

La gráfica 2 muestra el caso del ozono medido en la Ciudad Universitaria en el suroeste de la Ciudad de México. La norma de calidad del aire (= Imeca de 100) para el ozono es de no más de 0.11 ppm por una hora una vez en tres años (*Diario Oficial de la Federación*, 3 de diciembre de 1994). Durante los años 1986 hasta 1996 se midieron las horas en que la concentración excedió 0.11 ppm. La figura muestra que dependiendo del año, entre 248 y 1 600 horas por año el aire tenía una concentración de ozono por encima de lo que se considera satisfactorio (véase también Bravo *et al.*, 1992, 1991).

La gráfica 2 muestra una tendencia interesante: después de 1986 claramente se incrementó el problema del ozono. En 1986, la compañía paraestatal Petróleos Mexicanos (Pemex) disminuyó el tetraetilo de plomo (TEP), así que la gasolina "Nova" tenía muy poco plomo y ahora la gasolina "Magna" ya no contiene ninguno. Esta medida fue tomada para combatir los altos niveles de plomo en los años anteriores, que llegaron a $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, cuando la norma indica $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (promedio aritmético en tres meses; *Diario Oficial de la Federación*, 3 de diciembre de 1994). En consecuencia se resolvió el problema del plomo pero se creó el nuevo problema del ozono. Al bajar el plomo, Pemex modificó la formulación

Gráfica 2. Horas de excedencia de la concentración del ozono (mayor a 0.11 ppm) en la Ciudad Universitaria de la Ciudad de México de 1986 a 1996.



de varios de los componentes orgánicos sustitutivos del plomo, como son olefinas y alquilbencenos, para alcanzar el mismo octanaje. Estos componentes no causan problemas siempre y cuando toda la flota vehicular cuente con catalizadores, que destruyen los precursores del ozono. Sin embargo, 65% de la flota vehicular de los 2.6 millones de vehículos de gasolina en 1996 en la zona metropolitana de la Ciudad de México no tenían catalizador (comunicación personal de la Asociación Mexicana de la Industria Automotriz, Ciudad de México, 1997). Desafortunadamente no se pueden instalar catalizadores en autos viejos que han usado gasolina con plomo. Dado que las válvulas de estos motores ya están contaminados con plomo, paulatinamente van desprendiendo trazas de este metal llevando al envenenamiento del catalizador. En consecuencia, para 65% de la flota vehicular en 1996, la gasolina no ha sido adecuada para mini-

mizar la emisión de precursores de contaminantes fotoquímicos como el ozono.

La exposición aguda al ozono y la irritación causada han sido estudiadas tanto en animales (Fabbri *et al.*, 1984) como en humanos (Schwartz, 1994; Koren *et al.*, 1989; Seltzer *et al.*, 1986). Personas con enfermedades previas, tales como asma o bronquitis, son muy sensibles a la exposición a niveles elevados de este gas. Lents y Kelly (1993) reportan que si los habitantes de Los Ángeles fueran capaces de lograr el estándar federal de Estados Unidos para ozono, podrían eliminar 18 millones de personas-días de actividad restringida, 65 millones de personas-días de molestias en el pecho, 100 millones de personas-días de dolor de cabeza, 120 millones de personas-días de tos, 180 de millones personas-días de ardor de garganta y 190 millones de personas-días de irritación de los ojos. Kinney y Ozkaynak (1991) hicieron un estudio en el área de Los Angeles entre 1970 y 1979, reportando un incremento de 2% en la mortalidad no-accidental, asociada con la elevación del ozono un día previo a la evaluación.

Los efectos del ozono a largo plazo sobre el sistema respiratorio, en cambio, han sido poco estudiados. Experimentos en ratas y simios han demostrado que la exposición crónica a este gas puede ocasionar un “envejecimiento” prematuro del pulmón (Lippmann, 1996; Tyler *et al.*, 1988), causando una disminución en la función pulmonar, exacerbaciones de asma y muerte prematura (Lippmann, 1996; Rivero *et al.*, 1993, p. 142). Existe mayor prevalencia de síntomas respiratorios en aquellos niños residentes en zonas con elevada exposición a ozono. Se considera que puede existir una disminución en el crecimiento pulmonar en aquellos niños expuestos a ozono a edades tempranas (Fortoul *et al.*, 1996b, 1996c; Santos-Burgoa *et al.*, 1992). Buchdahl *et al.* (1996) concluyeron que hay una gran asociación estadística entre las concentraciones de ozono y la presencia de episodios de sibilancias en niños. La irritación repetida y prolongada de los ojos puede llevar a una susceptibilidad mayor de los mismos para presentar infecciones. La carcinogenicidad del ozono es posible pero no está confirmada (Rivero *et al.*, 1993, p. 143).

UNA PROPUESTA PARA PROMOVER EL AUTO ELÉCTRICO

En esta sección proponemos la introducción de un sistema de impuestos y subsidios inductivos para favorecer la compra de autos eléctricos de cero emisión y desincentivar la compra de coches de gasolina en la Ciudad de México. La aplicación de impuestos sobre automóviles es común en todos los países, incluso por objetivos ambientales (OCDE, 1996; Craw-ford y Smith, 1995). A pesar de ciertos avances contra la contaminación por automóviles, hasta el momento no se han encontrado soluciones satisfactorias en muchas áreas metropolitanas (OCDE, 1995; Lents y Kelly, 1993). Nuestro sistema pretende que el gobierno corrija de manera eficiente la falla del mercado libre de no proporcionar el valor no-comercial “aire limpio”. La intervención en el transporte individual se justifica con los siguientes argumentos:

- 1) Se observa claramente que la mayor contribución de la contaminación proviene del transporte: De la cantidad total de contaminantes (4 009 629 toneladas), 75% fue emitida por el transporte, mientras 13% por la industria y servicios, y 12% por el suelo (este último sector contribuye cuantiosamente con las partículas suspendidas totales por polvo de tolvaneras)(DDF *et al.*, 1996; pp. 74-75). Dentro de las 3 026 645 toneladas de contaminantes causadas por el transporte, 44.5% de las emisiones provienen de los autos particulares, 22.3% de los taxis, 16.4% del transporte colectivo (“rutas”), 11.2% de la carga, y 5.6% de otras fuentes (DDF *et al.*, 1996; p. 86). Se puede concluir que para aminorar la contaminación se deberían controlar las emisiones de las fuentes móviles, sobre todo de los autos particulares y taxis. De hecho, si sólo se convirtieran todos los automóviles particulares y taxis en autos eléctricos con cero emisión, se podría lograr la eliminación de 2 021 799 toneladas anuales de contaminantes [(0.445+0.223)(3 026 645)], lo que equivale a 50% de todas las emisiones de contaminantes emitidos [(2 021 799)(100%) /4 009 629].
- 2) Como se discutió anteriormente, los altos niveles de contaminación (Imeca casi diariamente mayor a 100) pueden exacerbar enfermedades preexistentes y causar la muerte prematura, especialmente de ancianos y enfermos. Aun niveles más bajos causan alteraciones en una

gran parte de las personas expuestas, y claramente bajan la calidad de vida (ojos irritados, dolor de cabeza, tos, disnea). Aunque los efectos de la exposición a la contaminación a largo plazo quedan todavía poco precisados, hay evidencias que sugieren efectos adversos en la salud de los niños y el posible aumento de la tasa de cáncer.

- 3) Los costos de la contaminación del aire son altos, y la gente estaría dispuesta a pagar para asegurar la presencia de aire limpio. Análisis económicos sobre los costos de la contaminación del aire se encuentran en Portney (1992), Brajer *et al.* (1991), Krupnick y Portney (1991), Shechter y Kim (1991), Joyce *et al.* (1989), Cropper (1981), y Gerking y Schulze (1981). Liu (1979) calculó que el daño por bióxido de azufre (SO_2) y partículas suspendidas totales (PST) en 40 áreas metropolitanas de Estados Unidos, tuvo un costo promedio de US\$13 por persona por el bióxido de azufre y US\$15 por las partículas suspendidas totales en 1970 [US\$1 (“dólar estadunidense”) = Mex\$10 (“pesos mexicanos”) en octubre de 1998]. *La Comisión Metropolitana para la Prevención y el Control de la Contaminación en el Valle de México* (1996) estima que en condiciones de contingencia atmosférica (Imeca mayor a 250 puntos) hay un incremento de 522 000 personas con síntomas respiratorios, que equivale a 6% de la población. De éstas, 130 000 buscan atención médica, con un costo total de aproximadamente Mex\$70 000 000. Ávila *et al.* (1996) estiman que en la zona metropolitana de la Ciudad de México existen 5 228 pacientes con bronquitis crónica. Si de éstos sólo 1% se complica, el costo anual al sector productivo y al sector salud en conjunto es de aproximadamente Mex\$11 000 000. Gerking y Stanley (1986) estimaron en el caso de St. Louis (Missouri, Estados Unidos), que una persona estaría dispuesta a pagar entre 18.45 y 24.48 dólares por año para reducir el ozono 30%. Ávila *et al.* (1996) hicieron un cuestionario entre pacientes con bronquitis crónica en la zona metropolitana del valle de México, preguntando cuánto dinero estarían dispuestos a pagar de su gasto mensual a cambio de no tener las molestias que presentaban por bronquitis. El 90% manifestó estar dispuesto a pagar una cantidad entre Mex\$30 y Mex\$1 000, siendo la mediana Mex\$165, lo que representaba 10% del ingreso familiar mensual.

- 4) La industria automotriz presenta grandes *economías de escala*, es decir, si se aumenta el número producido, baja el precio por unidad. La producción de un millón de autos resulta en un precio por unidad que es sólo 25% del precio cuando se ensambla un solo auto (Sperling, 1996). Mientras no hay una producción en serie a mayor escala, el auto eléctrico todavía es una de las más caras entre todas las opciones para los autos (gasolina, diesel, etanol, metanol) (Michaelis, 1995; Segal, 1995). Esto cambiaría después de poner en práctica la producción en masa, y nuestra propuesta podría dar el estímulo inicial necesario.

La idea básica de la propuesta, expresada en el siguiente modelo, consiste en que todos los compradores de nuevos coches de gasolina paguen un impuesto, con el cual se aporte un subsidio a todos los compradores de autos eléctricos (ecuación [1]). Por tanto, el gobierno no recibe ningún ingreso. Los costos del programa, como administración y propaganda, se pagarían de un presupuesto externo al programa por parte del gobierno, y no están considerados en las siguientes ecuaciones.

$$(N_{Gas})(Imp) = (N_{El})(Sub) \quad [1]$$

donde: N_{Gas} = número de coches de gasolina;

N_{El} = número de autos eléctricos;

Imp = impuesto sobre un coche individual de gasolina;

Sub = subsidio sobre un auto individual eléctrico.

El precio neto del auto eléctrico al consumidor debe ser el precio del coche de gasolina al consumidor, multiplicado con un factor F :

$$(P_{Gas} + Imp)(F) = P_{El} - Sub \quad [2]$$

donde: P_{Gas} = precio promedio de fábrica de un coche de gasolina;

Imp = impuesto sobre un coche de gasolina;

F = factor que determina la proporción por la que es más barato un auto eléctrico al consumidor que un coche de gasolina;

P_{El} = precio promedio de fábrica de un auto eléctrico;

Sub = subsidio sobre un auto eléctrico.

Despejando la ecuación [1] para Imp e incluirla en la [2] nos lleva a la ecuación para calcular el subsidio por auto eléctrico:

$$Sub = [N_{Gas}][P_{El} - (F)(P_{Gas})] / [(F)(N_{El}) + N_{Gas}] \quad [3]$$

El impuesto correspondiente por auto de gasolina se calcula al incluir la ecuación [3] en la [1] y despejar:

$$Imp = [N_{El}][P_{El} - (F)(P_{Gas})] / [(F)(N_{El}) + N_{Gas}] \quad [4]$$

El subsidio máximo posible por auto eléctrico se da cuando $N_{El} = 0$ en la ecuación [3], y el impuesto máximo posible por coche de gasolina se da cuando $N_{Gas} = 0$ en la [4]:

$$Sub_{Max} = P_{El} - (F)(P_{Gas}) \quad [5]$$

$$Imp_{Max} = P_{El} / F - P_{Gas} \quad [6]$$

El gobierno debe encontrar F de manera que se cumplan los siguientes objetivos. Por un lado, el factor F debería ser inferior a 1 para que el precio de un auto eléctrico al consumidor sea más bajo que el precio de un coche de gasolina. Por otro lado, el impuesto por coche de gasolina no debería ser inaceptablemente alto desde el punto de vista político.

Vamos a presentar un ejemplo de cómo se aplicarían las ecuaciones. De enero a diciembre de 1996 se vendieron un total de 79 251 autos de gasolina en la Ciudad de México (AMIA, 1996). Suponemos que en el primer año del programa se venden 1 000 autos eléctricos y 78 251 coches de gasolina. Michaelis (1995) reporta precios promedios para coches de gasolina y autos eléctricos. Usando estos datos, suponemos que el precio promedio de un coche de gasolina es de US\$22 848 y el precio promedio de un auto eléctrico es de US\$15 168. Los precios de coches de gasolina en México están publicados en AMDA (1997). Esta última fuente no incluye el número de coches vendidos a determinado

precio, así que no se puede calcular el promedio del precio de un coche de gasolina en la Ciudad de México. Sin embargo, se puede ver que los precios de Michaelis (1995) son más o menos representativos en la Ciudad de México.

En México ya existen diferentes marcas de autos eléctricos con un precio a partir de Mex\$65 000. Dependiendo del modelo, se puede alcanzar una velocidad máxima de 140 kilómetros por hora y un alcance de hasta 100 kilómetros, como muestra una lista recopilada por el Instituto Nacional de Ecología (Semarnap, Ciudad de México, 1997). La compañía *General Motors* es la primera en ofrecer un auto eléctrico producido en serie, a un precio aproximado de US\$33 000 (Sperling, 1996). Varias compañías, como *Mercedes-Benz* de Alemania y *Toyota* de Japón, están a punto de llevar al mercado autobuses y autos eléctricos con la tecnología de *fuel cells*. Esta última es una buena alternativa a las baterías tradicionales, ya que la reacción química entre hidrógeno y oxígeno produce la electricidad directamente en el vehículo (*The Economist*, 25 de octubre 1997, pp. 103-106).

Suponemos que el gobierno usa el factor $F = 0.8$, es decir, el precio de un auto eléctrico al consumidor es 0.8 veces el precio de un coche de gasolina. El gobierno podría informar al consumidor sobre F , y con los precios aproximados, sobre el subsidio máximo (Sub_{Max}) y el impuesto mínimo (Imp_{Max}).

$$Sub_{Max} = \text{US\$}22\,848 - (0.8)(\text{US\$}15\,168) = \text{US\$}10\,714$$

$$Imp_{Max} = \text{US\$}22\,848 / 0.8 - \text{US\$}15\,168 = \text{US\$}13\,392$$

El gobierno tendría que esperar todas las ventas de un año, avisando al comprador que al final del año se le va a aplicar un subsidio sobre su auto eléctrico ($< Sub_{Max}$) o un impuesto sobre su coche de gasolina ($< Imp_{Max}$). Con 78 251 nuevos coches de gasolina y 1 000 autos eléctricos, el gobierno haría el siguiente cálculo:

$$\begin{aligned} Sub &= [78\,251][\text{US\$}22\,848 - (0.8)(\text{US\$}15\,168)] / [(0.8)(1\,000) + 78\,251] \\ &= \text{US\$}10\,605.18 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Imp &= [1\ 000][\text{US\$}22\ 848 - (0.8)(\text{US\$}15\ 168)] /[(0.8)(1\ 000) + 78\ 251] \\ &= \text{US\$}135.53 \end{aligned}$$

El gobierno no gana nada. Todos los impuestos de los coches de gasolina se usan para pagar los subsidios de los autos eléctricos $[(78\ 251)(\text{US\$}135.53) = (1\ 000)(\text{US\$}10\ 605.18)]$; una diferencia de US\$178.03 se debe a que no se puede calcular con menos de US\$0.01]. Es obvio que con relativamente pocas compras de autos eléctricos, los compradores de nuevos coches de gasolina van a sentir poco el impuesto (US\$136), mientras el subsidio ayuda significativamente a quienes adquieran autos eléctricos (US\$10 605).

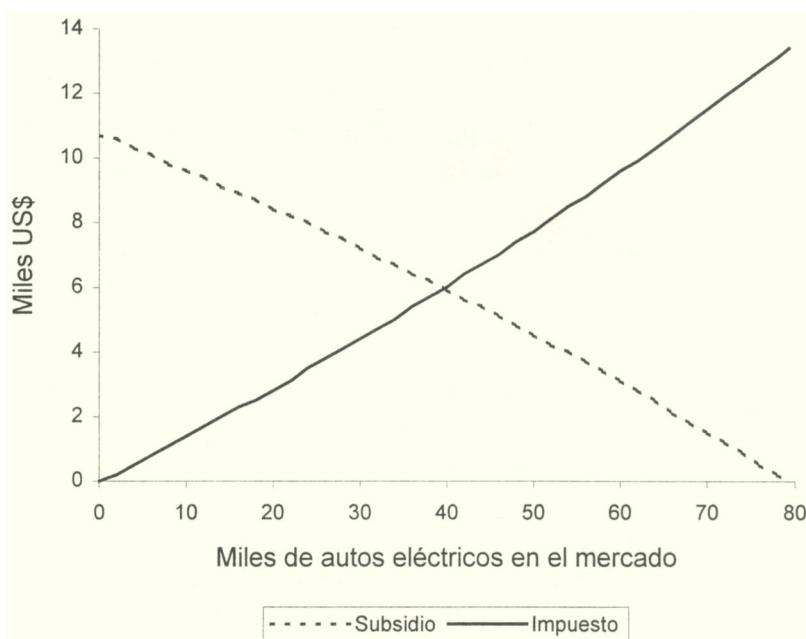
La gráfica 3 muestra cómo se desarrolla el sistema de subsidios e impuestos cuando el programa tiene éxito y se compran cada año más autos eléctricos. En el eje-X se muestra el número de autos eléctricos que se venden en un año. Suponiendo que el total de automóviles en la Ciudad de México que se vende por año queda igual (79 251 en 1996), el máximo de autos eléctricos que se pueden vender son 79 251. El subsidio inicia en un máximo en el eje-Y, disminuye y llega a ser cero cuando todos los automóviles vendidos son autos eléctricos. El impuesto a los coches de gasolina inicia en cero y sube hasta llegar a su máximo.

La gráfica 4 muestra sobre el mismo eje-X el precio al consumidor, es decir, después de restar el subsidio o añadir el impuesto inductivo al precio actual. Con un mayor número de autos eléctricos, los precios al consumidor de ambos, coches de gasolina y autos eléctricos, se vuelven más caros. Sin embargo, el factor entre los precios queda constante (aquí $F = 0.8$). Al llegar a tener solamente nuevos autos eléctricos, el subsidio por auto se vuelve cero, y éste alcanza su precio de fábrica.

En este sistema de subsidios e impuestos, el precio promedio al consumidor de un automóvil sube en $(P_{EI} - P_{Gas})(N_{EI}) / (N_{EI} + N_{Gas})$. En el ejemplo con 1 000 autos eléctricos, esto equivale a US\$96.91 $[(\text{US\$}22\ 848 - \text{US\$}15\ 168)(1\ 000) / (1\ 000 + 78\ 251)]$. Este es el precio que tendrían que pagar los automovilistas para proporcionar el valor no-comercial “aire limpio” a los ciudadanos. Sin embargo, este sistema de impuestos y subsidios es justo en el sentido de que solamente las personas que contaminan tienen que pagar, es decir, los compradores de co-

ches de gasolina. No afecta a la gente pobre, porque ésta no tiene el dinero para comprar coches, y sólo sufre los efectos adversos de la contaminación.

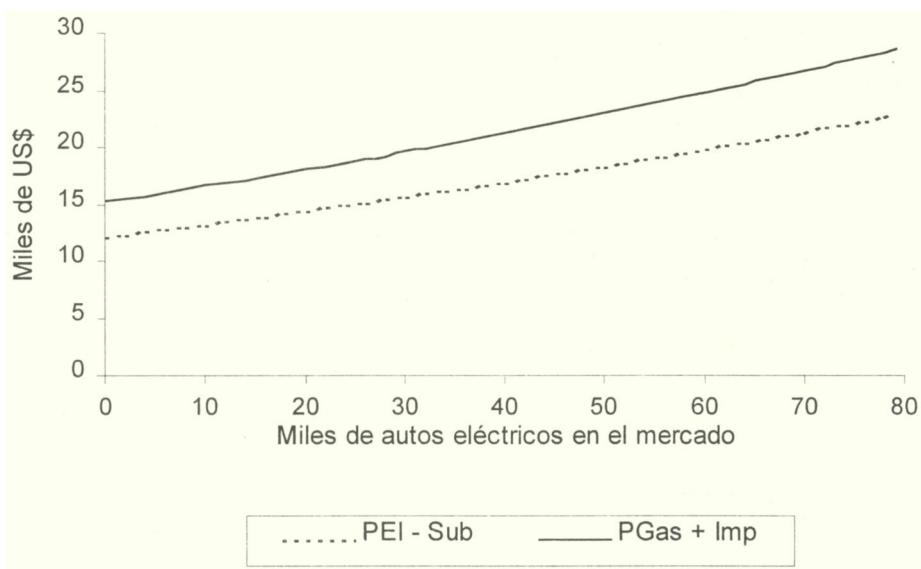
Gráfica 3. Subsidio por auto eléctrico e impuesto por coche de gasolina en dependencia del número de compras de autos eléctricos.



Al final hay que analizar cómo proporcionar la energía eléctrica para un gran número de autos eléctricos. DDF *et al.* (1996; p. 96) estiman que los automóviles privados tienen un consumo energético de 8×10^{10} kcal por día, es decir, 33.472×10^{10} kJ (1 kilo-caloría = 4.184 kilo-joules). Esto corresponde a 92 978 MWh por día (1 mega-watt-hora = 3.6×10^6 kilo-joule). Al querer producir esta energía en forma eléctrica, se tendría que construir plantas de un total de 3 874 MW y trabajarlas 24 horas (92 978 /24). Esto requeriría la construcción de varias plantas (véase

Bastarrachea y Aguilar, 1994; Valles, 1992). El costo de la construcción la tendrían que pagar los usuarios de autos eléctricos al comprar la electricidad. La gran ventaja del uso de autos eléctricos sería evitar la contaminación del aire en la Ciudad de México y bajar la contaminación en general. En áreas fuera de la Ciudad de México, se podrían construir plantas hidroeléctricas sin contaminación, plantas eléctricas de gas con combustión óptima y equipo de control de óxidos de nitrógeno (NO_x), o plantas de combustóleo con equipo de control de bióxido de azufre (SO_2).

Gráfica 4. Precios al consumidor después de restar el subsidio por auto eléctrico, o añadir el impuesto por coche de gasolina, en dependencia del número de compras de autos eléctricos.



CONCLUSIONES

Existen fuertes argumentos para intervenir en el mercado libre de la venta de coches en la Ciudad de México. La alta contaminación del aire está bien registrada y los efectos adversos a la salud y calidad de vida documentados. El sistema de impuestos y subsidios propuesto podría ser un instrumento eficiente, dado que se puede anticipar una significativa compra de autos eléctricos, y consecuentemente una notable reducción de la contaminación del aire. Con este sistema se pueden aplicar dos principios importantes de la regulación ambiental. Primero, quien contamina debe contribuir a pagar los costos resultantes. Segundo, un impuesto inductivo puede corregir fallas del mercado sin aumentar los ingresos del gobierno.

BIBLIOGRAFÍA

- Allred, E. N., E. R. Bleecker, B. R. Chaitman, T. E. Dahms, S. O. Gottlieb, J. D. Hackney, M. Pagano, R. H. Selvester, S. M. Walden, y J. Warren, "Short-term effects of carbon monoxide exposure on the exercise performance of subjects with coronary artery disease", *The New England Journal of Medicine*, vol. 321, 1989, 1426-1432.
- AMDA, *Guía de precios y avalúos de automotores*, Asociación Mexicana de Distribuidores de Automotores (AMDA), México, México D.F., mayo de 1997.
- AMIA, "Venta menudeo de automóviles por empresa, entidad y plaza, enero - diciembre de 1996", *Boletín Estadístico de la Asociación Mexicana de la Industria Automotriz* (AMIA), núm. 376, diciembre de 1996, pp. 30-32.
- Aronow, W. S., "Aggravation of angina pectoris by two percent carboxyhemoglobin", *American Heart Journal*, vol. 101, 1981, pp. 154-157.
- Ávila, L., P. Hernández Z., C. Gutiérrez Z., y C. Santos-Burgoa, "Evaluación económica de la bronquitis crónica atribuible a PM₁₀", en O. Rivero S. y G. Ponciano R. (editores), *Riesgos ambientales para la salud en la Ciudad de México*, Programa Universitario de Medio

- Ambiente (PUMA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México D. F., México, 1996, pp. 97-111.
- Badman, D. G., y E. R. Jaffe, "Blood and air pollution: State of knowledge and research needs", *Otolaryngology, Head and Neck Surgery*, vol. 114, 1996, pp. 205-208.
- Bastarrachea S., J., y J. A. Aguilar L., "Las inversiones del sector eléctrico", en D. Reséndiz-Núñez (coord.), *El sector eléctrico de México*, Comisión Federal de Electricidad y Fondo de la Cultura Económica, México, 1994, pp. 251-283.
- Benolol G., M., *Análisis del índice metropolitano de calidad del aire Imeca* (tesis en biología), Facultad de Ciencias, UNAM, México, 1995.
- Brajer, V., J. V. Hall, y R. D. Rowe, "The value of cleaner air: An integrated approach", *Contemporary Policy Issues*, vol. 9, 1991, pp. 81-91.
- Bravo B., H., y P. Urone, "The altitude: A fundamental parameter in the use of air quality standards", *Journal of the Air Pollution Control Association*, vol. 31, 1981, pp. 264-265.
- Bravo B., H., y R. Torres J., *Prioridades en contaminación atmosférica en la Ciudad de México: ozono y partículas respirables*, trabajo presentado en el Foro de Consulta Popular, Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable en el Valle de México, México D. F., México, 1995.
- Bravo B., H., R. Sosa E., y R. Torres J., "Time and space variations of sulfur dioxide concentrations in the metropolitan area of Mexico City", *Geofísica Internacional*, vol. 29, 1990, pp. 137-147.
- Bravo B., H., R. Sosa E., y R. Torres J., "Ozono y lluvia ácida en la Ciudad de México", *Ciencias*, núm. 22, 1991, UNAM, México, pp. 33-40.
- Bravo B., H., R. G. Roy-Ocotla, A. P. Sánchez, y R. Torres J., "La contaminación atmosférica por ozono en la zona metropolitana de la Ciudad de México", en I. Restrepo (coordinador), *La contaminación atmosférica en México - Sus causas y sus efectos*, Comisión Nacional de Derechos Humanos, México D.F., México, 1992, pp. 173-184.

- Brown Jr., B. W., "The effect of air pollution upon mortality: A consideration of distributed lag models: Comment", *Journal of the American Statistical Association*, vol. 73, 1978, p. 472.
- Buchdahl, R., A. Parker, T. Stebbings, y A. Babiker, "Association between air pollution and acute childhood wheezy episodes: Prospective observational study", *British Medical Journal*, vol. 312, 1996, pp. 661-665.
- Burnett, R. T., R. Dates, D. Krewski, R. Vincent, T. Dann, y J. R. Brook, "Associations between ambient particulate sulfate and admissions to Ontario hospitals for cardiac and respiratory diseases", *American Journal of Epidemiology*, vol. 142, 1995, pp. 15-22.
- Chappie, M., y L. Lave, "The health effects of air pollution: A reanalysis", *Journal of Urban Economics*, vol. 12, 1982, pp. 346-376.
- Christainsen, G. B., y C. G. Degen, "Air pollution and mortality rates: A note on lave and seskin's pooling of cross section and time series data", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 7, 1980, pp. 149-155.
- Comisión Metropolitana para la Prevención y el Control de la Contaminación en el Valle de México, "Acciones metropolitanas ante contingencias ambientales 1995-1996", *Economía Metropolitana*, núm. 35, México, 1996, pp. 1-17.
- Crawford, I., y S. Smith, "Fiscal instruments for air pollution abatement in road transport", *Journal of Transport Economics and Policy*, vol. 29, 1995, pp. 33-51.
- Cropper, M. L., "Measuring the benefits from reduced morbidity", *American Economic Review*, vol. 71, 1981, pp. 235-240.
- DDF (Departamento del Distrito Federal), Gobierno del Estado de México, Semarnap (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca), y Secretaría de Salud, *Programa para mejorar la calidad del aire en el Valle de México 1995-2000*, México D. F., México, 1996.
- Devlin, R. B., J. A. Raub, y L. J. Folinsbee, "Health effects of ozone", *Science & Medicine*, mayo/junio de 1997, pp. 8-17.
- Dockery, D. W., C. A. Pope III, X. Xu, J. D. Spengler, J. H. Ware, M. E. Fay, B. G. Ferris, y F. E. Speizer, "An association between air po-

- llution and mortality in six U. S. cities”, *The New England Journal of Medicine*, vol. 329, 1993, pp. 1753-1759.
- Engholm, G. F. Palmgren, y E. Lynge, “Lung cancer, smoking, and environment: A cohort study of the Danish population”, *British Medical Journal*, vol. 312, 1996, pp. 1259-1263.
- EPA, *Motor Vehicle Related Air Toxic Study* (public review draft), Environmental Protection Agency (EPA), Washington D C, Estados Unidos, 1993.
- Eskeland, G. S., “Attacking air pollution in Mexico City / La batalla contra la contaminación en la Ciudad de México”, *Finance and Development / Finanzas y Desarrollo*, vol. 29, 1992, pp. 28-30.
- Ezcurra, E., ““Qué mide el Imeca?”, *Ciencias*, núm. 22, 1991, México, pp. 41-44.
- Fabbri, L. M., H. Aizawa, S. E. Alper, E. H. Walters, P. M. O’Byrne, B. O. Gold, J. A. Nadel, y M. J. Holtzman, “Airway hyperresponsiveness and changes in cell counts in bronchoalveolar lavage after ozone exposure in dogs”, *American Review of Respiratory Disease*, vol. 129, 1984, pp. 288-291.
- Fortoul, T. I., O. L. Saldívar, T. A. Tovar, D. Salazar, M. E. Castilla, y G. Olaiz-Fernández, “Metals in lung tissue from autopsy cases in Mexico City residents: Comparison of cases from the 1950s and the 1980s”, *Environmental Health Perspectives*, vol. 104, 1996a, pp. 630-632.
- Fortoul, T. I., W. Lambert, H. Bravo, O. Rivero, y J. Samet, “Prevalence of respiratory symptoms among children in Mexico City”, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, vol. 153, 1996b, p. A480.
- Fortoul, T. I., W. Lambert, J. M. Samet, F. G. Oláiz, M. I. López, C. I. Sánchez, M. Doyer, R. L. Villadelmar, M. S. Bliss, H. S. Moncada, B. Montaño, D. Navarro, A. H. Bravo, A. P. Sánchez, y S. O. Rivero, “Efectos del ozono en niños habitantes de la Ciudad de México”, en O. Rivero S. y G. Ponciano R. (editores), *Riesgos ambientales para la salud en la Ciudad de México*, Programa Universitario de Medio Ambiente (PUMA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México D.F., México, 1996c, pp. 121-126.

- Fuentes G., V., "La contaminación por partículas suspendidas en la atmósfera del Valle de México", *Ciencias*, núm. 22, 1991, México, pp. 45-49.
- Gerking, S., y W. Schulze, "What do we know about benefits of reduced mortality from air pollution control?", *American Economic Review*, vol. 71, 1981, pp. 228-234.
- Gerking, S., y L. R. Stanley, "An economic analysis of air pollution and health: The case of St. Louis", *The Review of Economics and Statistics*, vol. 68, 1986, pp. 115-121.
- Green, S. L., T. I. Fortoul, G. Ponciano, C. Robles, y O. Rivero, "Bronchogenic cancer in patients under 40 years old - The experience of a Latin American country", *Chest*, vol. 104, 1993, pp. 1477-1481.
- Hatch, G. E., E. Boykin, J. A. Graham, J. Leutas, F. Pott, K. Loud, y J. L. Mumford, "Inhalable particles and pulmonary host defense: In vivo and in vitro effects of ambient air and combustion particles", *Environmental Research*, vol. 36, 1985, pp. 67-80.
- Holt, G. R., "Effects of air pollution on the upper aerodigestive tract", *Otolaryngology, Head and Neck Surgery*, vol. 114, 1996, pp. 201-204.
- Joyce, T. J., M. Grossman, y F. Goldman, "An assessment of the benefits of air pollution control: The case of infant health", *Journal of Urban Economics*, vol. 25, 1989, pp. 32-51.
- Khot, A., R. Burn, N. Evans, W. Lenney, y J. Storr, "Seasonal variation and time trends in childhood asthma in England and Wales", *British Medical Journal*, vol. 289, 1984, pp. 1975-1981.
- Kinney, P. L., y H. Ozkaynak, "Association of daily mortality and air pollution in Los Angeles country", *Environmental Research*, vol. 54, 1991, pp. 99-120.
- Koren, M. S., R. B. Devlin, D. E. Graham, R. Mann, M. P. McGee, D. H. Horstman, W. J. Kozumbo, S. Becker, J. E. House, W. F. McDonnell, y P. A. Bromberg, "Ozone-induced inflammation in the lower airways of human subjects", *American Review of Respiratory Disease*, vol. 139, 1989, pp. 407-415.
- Krupnick, A. J., y P. R. Portney, "Controlling urban air pollution: A benefit-cost assessment", *Science*, vol. 252, 1991, pp. 522-528.

- Lave, L. B., y E. P. Seskin, "Air pollution and human health", *Science*, vol. 169, 1970, pp. 723-733.
- Lave, L. B., y E. P. Seskin, "An analysis of the association between U. S. mortality and air pollution", *Journal of the American Statistical Association*, vol. 68, 1973, pp. 284-290.
- Lechner, J. F., "Urban air carcinogens and their effects on health", en O. Rivero S. y G. Ponciano R. (editores), *Riesgos ambientales para la salud en la Ciudad de México*, Programa Universitario de Medio Ambiente (PUMA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México D.F., México, 1996, pp. 57-67.
- Lents, J. M., y W. J. Kelly, "Clearing the air in Los Angeles", *Scientific American*, vol. 269, octubre de 1993, pp. 18-25.
- Lipfert, F. W., "Comment to Robert Mendelsohn and Guy Orcutt regarding: An empirical analysis of air pollution dose-response curves", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 10, 1983, pp. 184-186.
- Lipfert, F. W., "Air pollution and mortality: Specification searches using SMSA-based data", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 11, 1984, pp. 208-243.
- Lippmann, M., "Health effects of tropospheric ozone: Review of recent research findings and their implications to ambient air quality standards", en O. Rivero S. y G. Ponciano R. (editores), *Riesgos ambientales para la salud en la Ciudad de México*, Programa Universitario de Medio Ambiente (PUMA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México D.F., México, 1996, pp. 33-45.
- Liu, B.-C., "The costs of air quality deterioration and benefits of air pollution control: Estimates of mortality costs for two pollutants in 40 U.S. metropolitan areas", *American Journal of Economics and Sociology*, vol. 38, 1979, pp. 187-195.
- Lundberg, A., "Psychiatric aspects of air pollution", *Otolaryngology, Head and Neck Surgery*, vol. 114, 1996, pp. 227-231.
- Marius-Nuñez, A. L., "Myocardial infarction with normal coronary arteries after acute exposure to carbon monoxide", *Chest*, vol. 97, 1990, pp. 491-494.

- Mendelsohn, R., y G. Orcutt, "An empirical analysis of air pollution dose-response curves", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 6, 1979, pp. 85-106.
- Mendelsohn, R., y G. Orcutt, "A reply to a comment on estimating air pollution dose-response curves", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 10, 1983, pp. 187-190.
- Michaelis, L., "The abatement of air pollution from motor vehicles: The role of alternative fuels", *Journal of Transport Economics and Policy*, vol. 29, 1995, pp. 71-84.
- Möller, L., D. Schuetzle, y H. Autrup, "Future research needs associated with the assessment of potential human health risks from exposure to toxic ambient air pollutants", *Environmental Health Perspectives*, suplemento 4, 1994, pp. 193-210.
- Motley, H. L., "The use of pulmonary function measurements for clinical evaluation", en B. L. Gordon, R. A. Carleton, y L. P. Faber (editores), *Clinical Cardiopulmonary Physiology*, Grune & Stratton, Nueva York, Estados Unidos, 1969, pp. 465-480.
- Mullahy, J., y P. R. Portney, "Air pollution, cigarette smoking, and the production of respiratory health", *Journal of Health Economics*, vol. 9, 1990, pp. 193-205.
- Mumme, C.-H., J. Carbajo, G. Eskeland, S. Margulis, K. Wijetilleke, P. Cornwell, J. Cracknell, P. Glaessner, C. Weaver, y T. Yamada, *Transport Air Quality Management in the Mexico City Metropolitan Area*, The World Bank, Infrastructure and Energy Operations Division, Washington D C, Estados Unidos, 1992.
- Nadel, J. A., H. Salem, B. Tamplin, y Y. Tokiwa, "Mechanism of bronchoconstriction during inhalation of sulfur dioxide", *Journal of Applied Physiology*, vol. 20, 1965, pp. 164-167.
- Nielsen, P. S., A. Andreassen, P. B. Farmer, S. Ovrebo, y H. Autrup, "Biomonitoring of diesel exhaust-exposed workers. DNA and hemoglobin adducts and urinary 1-hydroxypyrene as markers of exposure", *Toxicology Letters*, vol. 86, 1996, pp. 27-37.
- Ocampo A., E., "Reflexiones sobre algunos aspectos de la problemática de la zona metropolitana del Valle de México", *Economía Metropolitana*, vol. 9, núm. 49, 1997, pp. 1-28 (+ mapas).

- OCDE, *Motor Vehicle Pollution-Reduction Strategies beyond 2010*, Organization for Economic Cooperation and Development (OCDE), París, Francia, 1995.
- OCDE, *Environmental Taxes in OCDE Countries*, Organization for Economic Cooperation and Development (OCDE), París, Francia, 1996.
- OMS, *Sulfur Oxides and Suspended Particulated Matter* (Environmental Health Criteria 8), Organización Mundial de la Salud (OMS), Ginebra, Suiza, 1979.
- Orehek, J., J. P. Massari, P. Gayrard, C. Grimaud, y J. Charpin, "Effect of short-term, low level nitrogen dioxide exposure on bronchial sensitivity of asthmatic patient", *Journal of Clinical Investigation*, vol. 57, 1976, pp. 301-307.
- Ostro, B. D., "The effects of air pollution on work loss and morbidity", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 10, 1983, pp. 371-382.
- Ostro, B. D., "Air pollution and morbidity revisited: A specification test", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 14, 1987, pp. 87-98.
- Ostro, B. D., "Fine Particulate Air Pollution and Mortality in two Southern California Counties", *Environmental Research*, vol. 70, 1995, pp. 98-104.
- Page, W. P., y W. Fellner, "Exploratory techniques for the determination of potential dose-response relationships between human health and air pollution", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 5, 1978, pp. 376-389.
- Palazuelos R., E., "Avances en la contaminación atmosférica", *Economía Metropolitana*, vol. 8, núm. 46, 1996, pp. 1-22.
- Partti-Pellinen, K., O. Marttila, V. Vilkka, J. J. Jaakkola, P. Jappinen, y T. Haahtela, "The South Karelia air pollution study: Effects of low-level exposure to malodorous sulfur compounds on symptoms", *Archives of Environmental Health*, vol. 51, 1996, pp. 315-320.
- Patrick, D. R., "Background", en D. R. Patrick (editor), *Toxic Air Pollutant Handbook*, Van Nostrand Reinhold, Nueva York, Estados Unidos, 1994, pp. 3-24.

- Peña C., M. P., "Normatividad en salud ambiental en México", en O. Rivero S. y G. Ponciano R. (editores), *Riesgos ambientales para la salud en la Ciudad de México*, Programa Universitario de Medio Ambiente (PUMA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México D.F., México, 1996, pp. 172-176.
- Peters, A., I. F. Goldstein, U. Beyer, K. Franke, J. Heinrich, D. W. Dockery, J. D. Spengler, y E. Wichmann, "Acute health effects of exposure to high levels of air pollution in eastern Europe", *American Journal of Epidemiology*, vol. 144, 1996, pp. 570-581.
- Ponciano R., G., "Cáncer pulmonar y contaminación atmosférica: ¿Existe una asociación?", en O. Rivero S. y G. Ponciano R. (editores), *Riesgos ambientales para la salud en la Ciudad de México*, Programa Universitario de Medio Ambiente (PUMA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México D.F., México, 1996, pp. 127-171.
- Pope, C. A. III, "Adverse health effects of air pollutants in a nonsmoking population", *Toxicology*, vol. 111, 1996, pp. 149-155.
- Portney, P. R., "Air pollution policy", en P. R. Portney (editor), *Public Policies for Environmental Protection*, Resources for the Future, Washington D C, Estados Unidos, 1992, pp. 27-96.
- Portney, P. R., y J. Mullahy, "Urban air quality and chronic respiratory disease", *Regional Science and Urban Economics*, vol. 20, 1990, pp. 407-418.
- Quadri de la Torre, G., y L. R. Sánchez C., *La Ciudad de México y la contaminación atmosférica*, Limusa, México D. F., México, 1994.
- Rivero S., O., G. Ponciano R., y T. I. Fortoul, *Contaminación atmosférica y enfermedad respiratoria*, Fondo de Cultura Económica, México D.F., México, 1993.
- Romieu, I., F. Meneses, J. J. L. Sierra-Monge, J. Huerta, S. Ruiz V., M. C. White, R. A. Etzel, y M. Hernández-Bvila, "Effects of urban air pollutants on emergency visits for childhood asthma in Mexico City", *American Journal of Epidemiology*, vol. 141, 1995, pp. 546-553.

- Rusco, F. W., y W. D. Walls, "Vehicular emissions and control policies in Hong Kong", *Contemporary Economic Policy*, vol. 13, 1995, pp. 50-61.
- Saldíva, H. N., C. A. Pope III, J. Schwartz, D. W. Dockery, A. J. Lichtenfels, J. M. Salge, I. Barone, y G. Miklos B., "Air pollution and mortality in elderly people: A time-series study in São Paulo, Brazil", *Archives of Environmental Health*, vol. 50, 1995, pp. 159-163.
- Santos-Burgoa, C., y L. Rojas, "Los efectos de la contaminación atmosférica en la salud", en I. Restrepo (coordinador), *La contaminación atmosférica en México - Sus causas y sus efectos*, Comisión Nacional de Derechos Humanos, México D. F., México, 1992, pp. 205-250.
- Schwartz, J., "PM₁₀, ozone, and hospital admissions for the elderly in Minneapolis-St.Paul, Minnesota", *Archives of Environmental Health*, vol. 49, 1994, pp. 366-374.
- Schwartz, J., y D. W. Dockery, "Increased mortality in Philadelphia associated with daily air pollution concentrations", *American Review of Respiratory Disease*, vol. 145, 1992, pp. 600-604.
- Schwartz, J., y A. Marcus, "Mortality and air pollution in London: A time series analysis", *American Journal of Epidemiology*, vol. 131, 1990, pp. 185-194.
- Schwartz, J., y R. Morris, "Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan", *American Journal of Epidemiology*, vol. 142, 1995, pp. 23-35.
- Seaton, A., W. MacNee, K. Donalson, y D. Godden, "Particulate air pollution and acute health effects", *The Lancet*, vol. 345, 1995, pp. 176-178.
- Segal, R., "Forecasting the market for electric vehicles in California using conjoint analysis", *The Energy Journal*, vol. 16, 1995, pp. 89-111.
- Seinfeld, J. H., "Urban air pollution: State of the science", *Science*, vol. 243, 1989, pp. 745-752.
- Seltzer, J., B. G. Bigby, M. Stulbarg, M. J. Holtzman, J. A. Nadel, I. F. Ueki, G. D. Leikauf, E. J. Goetzel, y H. A. Boushey, "Induced change

- in bronchial reactivity in methacholine in airway inflammation in humans”, *Journal of Applied Physiology*, vol. 60, 1986, pp. 1321-1326.
- Seskin, E. P., “An analysis of some short-term health effects of air pollution in the Washington D C metropolitan area”, *Journal of Urban Economics*, vol. 6, 1979, pp. 275-291.
- Shechter, M., y M. Kim, “Valuation of pollution abatement benefits: Direct and indirect measurement”, *Journal of Urban Economics*, vol. 30, 1991, pp. 133-151.
- Sheppard, D., W. S. Wong, C. F. Uehara, J. A. Nadel, y H. A. Boushey, “Lower threshold and greater bronchomotor responsiveness of asthmatic subjects to sulfur dioxide”, *American Review of Respiratory Disease*, vol. 122, 1981, pp. 873-878.
- Smith, V. K., “Mortality - air pollution relationships: A comment”, *Journal of the American Statistical Association*, vol. 70, 1975, pp. 341-343.
- Sperling, D., “The case for electric vehicles”, *Scientific American*, vol. 275, 1996, pp. 36-41.
- Spix, C., y H. E. Wichmann, “Daily mortality and air pollutants: Findings from Köln, Germany”, *Journal of Epidemiology and Community Health*, vol. 50, suplemento 1, 1996, pp. S52-S58.
- Staines, E., J. García T., y B. Muños B., “Algunos aspectos de la función cardiopulmonar en la Ciudad de México”, *Neumología y Cirugía de Tórax*, vol. 32, núm. 6, México, 1971, pp. 369-386.
- Stern, F. B., W. E. Halperin, R. W. Hornung, V. L. Ringenborg, y C. S. McCammon, “Heart disease mortality among bridge and tunnel officers exposed to carbon monoxide”, *American Journal of Epidemiology*, vol. 128, 1988, pp. 1276-1288.
- Stiller-Winkler, R., H. Idel, G. Leng, C. Spix, y R. Dolgner, “Influence of air pollution on humoral immune response”, *Journal of Clinical Epidemiology*, vol. 49, 1996, pp. 527-534.
- Sunyer, J., J. Castellsagué, M. Sáez, A. Tobias, y J. M. Antó, “Air pollution and mortality in Barcelona”, *Journal of Epidemiology and Community Health*, vol. 50, suplemento 1, 1996, pp. S76-S80.

- Thom, G. C., y W. R. Ott, *Air Pollution Indices: A Compendium and Assessment of Indices Used in the United States and Canada*, Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, Estados Unidos, 1975.
- Törnquist, M., y L. Ehrenberg, "Comparative studies of cancer risks from fossil and nuclear energy generation", *Proceedings of the Symposium on Management of Risk from Genotoxic Substances in the Environment* (3-5 de octubre), Swedish National Chemicals Inspectorate, Solna, Suecia, 1988.
- Törnquist, M., y L. Ehrenberg, *Approaches to Risk Assessment of Automotive Engine Exhausts in Complex Mixtures and Cancer Risk*, Science Publication 104, International Agency for Research on Cancer (IARC), Lyon, Francia, 1990.
- Törnquist, M., y L. Ehrenberg, "On cancer risk estimation of urban air pollution", *Environmental Health Perspectives*, vol. 102, suplemento 4, 1994, pp. 173-181.
- Tyler, W. S., N. K. Tyler, J. A. Last, M. J. Gillespie, y Y. J. Barstow, "Comparison of daily and seasonal exposures of young monkeys to ozone", *Toxicology*, vol. 50, 1988, pp. 131-144.
- UNEP y WHO, "Air pollution in the world's megacities", *Environment*, vol. 36, 1994, pp. 4-37.
- Valles S., C. (coordinador), *La electricidad en México*, Comisión Federal de Electricidad, México D. F., México, 1992.
- Wyzga, R. E., "The effect of air pollution upon mortality: A consideration of distributed lag models", *Journal of the American Statistical Association*, vol. 73, 1978, pp. 463-472.
- Xu, X., H. Ding, y X. Wang, "Acute effects of total suspended particles and sulfur dioxides on preterm delivery: A community-based cohort study", *Archives of Environmental Health*, vol. 50, 1995, pp. 407-415.