

Instrumentos Económicos y Medio Ambiente México



Contenido

Presentación

Introducción

La contaminación atmosférica de fuentes industriales y los permisos comerciables como posible solución. *Eduardo Vega López y Miguel Ángel Gallardo*

La demanda de gasolina en México, la condición de exogeneidad y el comportamiento de los agentes económicos. *Luis Miguel Galindo y Enrique Salinas*

Propuesta para establecer el sistema de depósito reembolso en residuos clasificados de manejo especial. *Laura Saad, Enrique Salinas y Sergio Colin*

Utilización de permisos de circulación negociables para lograr la sustentabilidad de las grandes ciudades del mundo. *Haynes C. Goddard*

PRESENTACIÓN

El uso de instrumentos económicos para apoyar el cumplimiento de las políticas ambientales está cada vez más difundido a escala internacional. En particular en los países miembros de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) se reúnen una gran cantidad de experiencias y debates en torno a este tema, como herramientas complementarias en el diseño y puesta en vigor de medidas directas e indirectas de regulación ambiental.

En México, los instrumentos económicos vigentes en materia ambiental aún no desarrollan toda su potencialidad y existen numerosas oportunidades donde pueden obtenerse, tanto mejores y más eficientes formas de aprovechamiento de nuestros ecosistemas y recursos naturales, como menores volúmenes de contaminación si se utilizan adecuadamente los instrumentos económicos. En este sentido, éstos pueden apoyar, complementar y hacer más eficiente la regulación ambiental.

A un nivel general, puede argumentarse que existen al menos tres grandes retos en donde la utilización de los instrumentos puede tener gran importancia y utilidad. El primero alude a la necesaria vinculación entre la conservación ecológica y el aprovechamiento productivo de los ecosistemas y recursos naturales, es decir, al reto del *desarrollo sustentable*. Esto, ubica la discusión en torno a ciertos umbrales críticos de aprovechamiento, más allá de los cuales se ingresa en la espiral del agotamiento acelerado de esa riqueza natural. Así, la conservación de la biodiversidad en general y de las distintas especies de vida silvestre puede realizarse más eficientemente mediante la inclusión de incentivos económicos (positivos y negativos) en los programas de manejo y aprovechamiento productivo de los recursos naturales.

Indisolublemente ligado a lo anterior, el segundo se refiere a la relación entre mayores ritmos de crecimiento económico, con menores niveles de contaminación ambiental. Las posibilidades de alcanzar situaciones de esta índole se sintetizan en los debates en torno a los niveles y trayectorias de *contaminación óptima*, en donde la contaminación cero es imposible o muy ineficiente (pues implica inactividad productiva con su consecuente pérdida de beneficios sociales en términos de

empleo, ingresos, bienes y servicios) y el crecimiento económico “a cualquier costo” no incorpora criterios ecológicos y, por tanto, al degradar las bases naturales sobre las cuales se erige resulta igualmente ineficiente. La puesta en marcha de una serie de incentivos que orienten la toma de decisiones de producción y consumo de los agentes económicos, donde la optimización del uso de los recursos escasos incluya a los ecosistemas y a sus servicios ambientales, es pues, imprescindible.

Finalmente, el tercer gran reto alude a la permanente *modernización de la regulación ambiental*. Esta se centra en la prevención y reducción del agotamiento de los recursos naturales y del deterioro del medio ambiente, en lugar de priorizar exclusivamente el control de las emisiones, descargas y residuos al final del proceso productivo. De esta manera, el nuevo enfoque normativo enfatiza, entre otros aspectos, la sustitución de insumos; el mejoramiento, ahorro y cambio de combustibles y fuentes de energía; la incorporación de procesos y tecnologías más limpias; la reducción, reutilización, neutralización, reciclaje y adecuada disposición final de los residuos generados; la necesidad de evitar la transferencia de contaminantes entre medios receptores; y la incorporación de

los agentes económicos en programas de autorregulación ambiental y sobrecumplimiento normativo. Todo ello, implica un uso más difundido de diversos instrumentos económicos para generar una red de estímulos y costos que apoyen este nuevo enfoque regulatorio y la obtención de los objetivos de la política ambiental.

Con la publicación de este libro, el Instituto Nacional de Ecología (INE) pretende retomar la discusión sobre la pertinencia de utilizar instrumentos económicos en diversas situaciones en las que la búsqueda del aprovechamiento sustentable de nuestra biodiversidad, la obtención de niveles de contaminación óptima en diferentes rubros de actividad, y el cumplimiento cabal de la regulación ambiental sean las preocupaciones centrales. Tanto en el Programa de Medio Ambiente 1995-2000 como en diferentes programas sobre ámbitos específicos de la política ecológica (áreas naturales protegidas; residuos peligrosos; vida silvestre), los instrumentos económicos juegan un papel importante. La nueva Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) da cobertura jurídica a tales instrumentos y promueve su utilización. En particular, este libro avanza ciertos argumentos teóricos y discute algunos instrumentos económicos con el

propósito de colaborar en la resolución de problemas ambientales ligados a procesos predominantemente urbano-industriales.

Gabriel Quadri de la
Torre

LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA DE FUENTES INDUSTRIALES Y LOS PERMISOS COMERCIALES COMO UNA POSIBLE SOLUCIÓN

*Eduardo Vega López**
*y Miguel Ángel Gallardo***

1.- El problema

Las emisiones a la atmósfera derivadas de la dinámica de las grandes concentraciones urbanas e industriales, junto con la influencia de características geoclimáticas particulares (altitud, latitud, distancia con respecto a los océanos, regímenes de vientos, temperatura, humedad e irradiación solar), determinan la gravedad de la contaminación atmosférica en diversas ciudades y zonas del país.¹

De acuerdo con los inventarios de emisiones, los establecimientos industriales constituyen una de las fuentes que registran menores proporciones dentro de la contaminación atmosférica agregada.² De hecho, además de algunos procesos naturales que liberan ciertos contaminantes, las fuentes de emisión que registran mayores proporciones dentro de esa contaminación atmosférica total son las actividades ligadas al transporte privado y público, a los servicios diversos existentes en las ciudades y a la urbanización excesiva. No obstante, al referirse a contaminantes específicos, tales inventarios de emisiones registran a las fuentes industriales con muy altos porcentajes de bióxido de azufre (SO₂) y óxidos nitrogenados (NO_x): 57 y 25 por ciento respectivamente de la emisión total de cada uno de esos contaminantes.

Si bien en México la emisiones de SO₂ han venido cumpliendo la norma ambiental respectiva, es necesario considerar que las emergencias ambientales más graves a escala internacional han estado vinculadas precisamente a excesivas emisiones de SO₂, lo cual, implica un riesgo potencial que es preferible mantener bajo control reduciendo los volúmenes de emisión de este contaminante.³ En cuanto a los NO_x, es muy sabido que éstos, junto con los hidrocarburos (HC), son los contaminantes precursores del ozono (O₃). principal problema atmosférico en el país. Estos argumentos hacen necesario considerar el carácter y la gravedad de la contaminación atmosférica proveniente de fuentes industriales para así, discutir y acordar entre los agentes involucrados (y la sociedad en general) las diferentes posibilidades de solución.

Si el flujo de emisiones industriales fuera una constante, la contaminación atmosférica sería una función de la capacidad de carga del medio receptor. Es decir,

* Instituto Nacional de Ecología. SEMARNAP. Dirección General de Regulación Ambiental. Dirección de Economía Ambiental.

** Los autores de este artículo agradecen los comentarios y observaciones de Francisco Giner de los Ríos. Los argumentos aquí expresados son responsabilidad exclusiva de los autores y no representan necesariamente posturas institucionales

¹ La influencia de estos factores en la contaminación atmosférica, así como sus efectos sobre la salud pública y los ecosistemas, está ampliamente documentada en las siguientes obras: DDF-GOBIERNO DEL ESTADO DE MEXICO-SEMARNAP-SSA (1995); INE 1993.

² DDF-GOBIERNO DEL ESTADO DE MEXICO-SEMARNAP-SSA 1995.

³ Todavía en 1992, la ciudad de México aparecía, junto con Los Angeles, Nueva York, Londres y Tokio, como una urbe con severos problemas atmosféricos asociados a las emisiones de SO₂, UNEP-WHO 1992. Lo cual, sugiere la necesidad de reforzar los esfuerzos para mantener con bajo perfil las actuales emisiones de ese contaminante en nuestras zonas metropolitanas y corredores industriales.

dependería principalmente de las mencionadas características geoclimáticas que otorgan mayor o menor capacidad a cierto ecosistema para dispersar, asimilar y transportar los contaminantes liberados por la actividad de los establecimientos industriales. Al contrario, si dicha capacidad de carga es la que se considera como constante, entonces la contaminación dependerá de los cambios del volumen y tipo de emisiones, cambios que, a su vez, están vinculados con los perfiles tecnológicos y energéticos de los establecimientos industriales, las variaciones de la dinámica productiva de los mismos y la incorporación de nuevas plantas fabriles. Ambas partes de este problema pueden también considerarse simultáneamente como variables.

Cuando la capacidad de carga del medio receptor se rebasa recurrentemente y el flujo de emisiones no disminuye en forma significativa, se está en presencia de un problema severo de contaminación atmosférica. Sus consecuencias en términos de una mayor frecuencia de enfermedades respiratorias y oculares en la población, y de degradación ecológica por lluvia ácida o calentamiento global, son sumamente preocupantes. Precisamente a partir de la presencia de los factores determinantes de la contaminación atmosférica, de sus patrones de relación y gravedad, y de sus efectos sobre la salud pública y los ecosistemas, se definen las llamadas «zonas críticas». En México, diversas zonas metropolitanas con sus desordenados procesos de conurbación y algunos corredores industriales importantes constituyen «zonas críticas».⁴

Los establecimientos industriales producen la corriente de bienes y servicios que satisfacen la demanda de los mercados y los hogares, generando simultáneamente el flujo de emisiones de gases y partículas a la atmósfera que constituyen un verdadero problema social. Cuando la contaminación atmosférica proveniente de fuentes industriales es muy grave, ésta puede convertirse en un límite infranqueable para el crecimiento económico, pues genera mas costos sociales y ambientales que bienes económicos. El cálculo económico de los establecimientos industriales no incluye dentro de sus costos el conjunto de costos ambientales que genera su propia actividad industrial. Tales costos ambientales se transfieren a la sociedad en su conjunto, a otros agentes económicos y a otras generaciones.

El dilema existente entre crecimiento económico o mejoramiento y calidad del medio ambiente, debe resolverse sin tomar una de las opciones como solución exclusiva y excluyente. La economía ambiental pretende encontrar alternativas que hagan posible una mayor actividad industrial con una mejor calidad ambiental. Lo cual, se vincula directamente con la reconsideración de los perfiles tecnológicos y energéticos de los establecimientos industriales, con su eficiencia energética, con la sustitución de insumos y el cambio en los procesos productivos, con la reutilización y reciclaje de residuos en las plantas fabriles, y en general, con la Innovación tecnológica hacia procesos industriales más limpios. Ahora bien, para que esto sea factible es imprescindible echar mano de instrumentos normativos y económicos que modifiquen aquellas conductas individuales y sociales que se traducen en mayores registros de contaminación atmosférica.

Debido a que es muy difícil influir sobre las condiciones geoclimáticas, resulta conveniente pensar y discutir las soluciones de este problema atendiendo, entre otras más, a las siguientes necesidades:

⁴ Actualmente, las zonas críticas del país son las siguientes zonas metropolitanas y corredores industriales: Irapuato-Celaya-Salamanca, Tula-Vito-Aspasco, Tampico-Madero-Altamira, Coatzacoalcos-Minatitlán, Tijuana, Ciudad Juárez, Monterrey, Guadalajara y la Zona Metropolitana del Valle de México, INE 1994.

- reducción de las emisiones de contaminantes específicos (SO_2 y NO_x) en las fuentes industriales
- reducción de las emisiones agregadas de estos contaminantes por predios y zonas
- definición de umbrales críticos de contaminación ligados a las capacidades de carga de los medios receptores o cuencas atmosféricas
- instrumentación de normas ambientales que definan precisamente los niveles máximos permisibles de emisión por contaminante, los agentes económicos y sociales normados y el conjunto de mecanismos de apoyo para el cumplimiento de las mismas
- establecimiento de incentivos (desincentivos) económicos que complementen y apoyen el cumplimiento de las normas ambientales

Fallas institucionales o de mercado

El problema de la contaminación atmosférica puede interpretarse como derivado de la existencia de un conjunto de fallas institucionales o de mercado, es decir, por la ineffectividad de algunas políticas públicas en la materia o por la distorsión e incapacidad de los mercados para asignar eficientemente los recursos escasos de la sociedad, entre ellos la calidad del aire.⁵

La economía supone que el mercado constituye la mejor forma de organización social para decidir racionalmente cómo asignar los recursos escasos ante diferentes alternativas de utilización y que, precisamente el sistema de precios es, institucionalmente, el mecanismo central para conectar los planes de compra de los demandantes de bienes y servicios diversos con los planes de producción y venta de los oferentes de los mismos. Igualmente, se parte de que todos los agentes económicos (individuos, hogares, empresas, gobierno) toman decisiones básicamente en función de los precios (considerando preferencias e ingresos). Por lo tanto, aquellos bienes y servicios cuyos precios sean bajos o nulos serán muy demandados. De esta manera, la función consumo y la función producción de diferentes agentes económicos estarán influidas por los perfiles de precios existentes en los mercados.

Ya se mencionó que los establecimientos industriales producen simultáneamente «bienes» y «males»: bienes económicos que satisfacen necesidades y demandas de mercados diversos, y emisiones a la atmósfera que causan enfermedades y daños ecológicos y del paisaje. Tales establecimientos industriales presupuestan en sus costos directos e indirectos, marginales y medios, de inversión y operación, el conjunto de insumos, bienes y servicios de diferente índole necesarios para la realización de sus actividades productivas. Sin embargo, no contabilizan el conjunto de costos ambientales que genera su propia dinámica industrial, al emitir importantes volúmenes de contaminantes que, al ser recurrentemente depositados en el aire, éste pierde su calidad y potencialmente se convierte en irrespirable.

Es decir, un recurso que se suponía muy abundante y, por ello, sin mercado ni precio, se convierte en un recurso escaso pero sin reconocérsele un precio.

⁵ Las argumentaciones teóricas que interpretan los problemas ambientales como fallas institucionales y de mercado pueden encontrarse, entre otras obras, en: Panayotou, 1994; Pearce & Turner, 1993; Pearce 1985; Baumol y Oates 1975.

De esta manera, los costos en atención médica que los individuos y los hogares incluyen, debido a los altos registros de contaminación atmosférica, el menor rendimiento y productividad horas-hombre por enfermedades ligadas a dicha contaminación, los gastos públicos destinados a programas específicos de salud, así como todos los costos ecológicos y del paisaje involucrados (pudiendo significar pérdidas irreversibles en algunos casos), constituyen los costos ambientales derivados de las actividades industriales, los cuales, se transfieren a la sociedad en su conjunto, a otros agentes económicos o, inclusive, a otras generaciones. Así, los costos de oportunidad privados no se corresponden con los costos de oportunidad sociales, ni mucho menos con los costos de oportunidad sociales intertemporales. Es decir, lo que le cuesta a un establecimiento industrial ofrecer en los mercados 100 toneladas de productos minerales no metálicos, por ejemplo, es muy diferente a lo que le cuesta al conjunto de la sociedad producir esas mismas 100 toneladas de minerales no metálicos. Los costos privados y públicos, junto con los beneficios privados y públicos de cada una de las actividades industriales en un horizonte de corto, mediano y largo plazos, no necesariamente indican una asignación eficiente de los recursos escasos.

Muchos recursos pretendidamente inagotables, o al menos abundantes, precisamente por considerarse recursos no escasos, constituyen bienes de libre acceso cuyos precios son nulos. El excesivo uso del aire, o de las cuencas atmosféricas, como tiradero de emisiones deterioran sus capacidades de dispersión, asimilación y transportación de los contaminantes liberados, en el caso que aquí nos preocupa, por las actividades industriales. Recordando la «tragedia de los comunes» y «el dilema del polizón».⁶

En forma genérica, puede decirse que actualmente el sistema de precios en el país está incluyendo los costos de producción y operación, las preferencias de los consumidores, las variables que resultan de la organización competitiva u oligopólica de los mercados y las expectativas de corto plazo de los agentes tomadores de decisiones económicas. Lo cual, permite afirmar, en forma también genérica, que el sistema de precios no está incluyendo los costos ambientales en las decisiones de inversión, financiamiento, producción, distribución y consumo.

Si nadie asume los costos ambientales de la contaminación atmosférica, o si éstos se transfieren irrestrictamente entre agentes y generaciones, el propósito de alcanzar el desarrollo sustentable no podrá lograrse. Lo cual, impedirá toda posibilidad de reducir los niveles de contaminación existentes y las secuelas en el medio ambiente y en la salud pública serán acumulativamente más graves. El sistema de precios, al no considerar todos estos costos ambientales, está enviando señales equivocadas a los agentes tomadores de decisiones económicas. "La contaminación origina costos que son externos al contaminador. Estos se manifiestan en la forma de daños a la salud humana, daños materiales, impactos ecosistémicos, pérdidas en la productividad, menor visibilidad, disminución de los valores de las propiedades y de diversas otras formas para la sociedad. Sin la intervención del gobierno, los contaminadores rara vez tienen un incentivo para controlar la contaminación provocada por sus actividades. Políticas de gobierno eficientes internalizan los costos externos de la contaminación: hacen que los contaminadores se comporten como si ellos mismos soportaran los costos de la contaminación".⁷

Precisamente estas fallas institucionales o de mercado se traducen en las externalidades que es preciso introducir en los presupuestos de los agentes que

⁶ Hardin, 1974; Pearce y Tumer, 1993.

⁷ Amsberg, 1995.

contaminan. Estas existen cuando las actividades de cualquier agente económico provocan pérdidas ("insatisfacción", "malestar" o "desutilidad") o ganancias ("mayor bienestar") sin que unas y otras sean compensadas.⁸ Cuando los niveles de contaminación atmosférica son preocupantemente altos y las emergencias ambientales son posibles, no compensar estas externalidades y transferirlas entre agentes y generaciones deja de constituir una conducta racional y eficiente. En esas circunstancias, es urgente internalizar los mencionados costos ambientales, vale decir, es preciso internalizar las deseconomías externas derivadas de las fallas institucionales y de mercado existentes.

La contaminación óptima

Aunque parezca extraño puede definirse como propósito ambiental, alcanzar un nivel óptimo de contaminación. "Cierta nivel de degradación ambiental es la consecuencia inevitable de la actividad humana".⁹ De acuerdo con esto, no es posible plantearse la reducción del 100 por ciento de la contaminación atmosférica, tampoco es eficiente desde un punto de vista social. Si la actividad industrial genera bienes y servicios al mismo tiempo que emisiones de gases y partículas, es posible que la erradicación total de dichas emisiones sólo pueda lograrse mediante el cierre de los establecimientos industriales, perdiendo con ello todos los beneficios ligados a los satisfactores que dejarían de producirse y ofrecerse en los mercados. Por lo tanto, el propósito al cual realmente debe aspirarse es el de reducir la contaminación atmosférica al mínimo posible que sea congruente con los objetivos y prioridades del conjunto de la sociedad.

De esta manera, puede decirse que la contaminación atmosférica no es excesiva en términos absolutos, sino en relación con la capacidad de carga del medio o cuenca específica de la cual se trate, considerando los objetivos de la sociedad. Cuando tal contaminación ha rebasado dicha capacidad de carga, generalmente las prioridades sociales apuntan hacia la reducción de las emisiones industriales y el mejoramiento de la calidad del aire. El uso excesivo de recursos escasos generalmente coloca a la sociedad en puntos ineficientes de funcionamiento, con pérdidas de bienestar significativas que nadie voluntariamente está dispuesto a pagar. Aquí, la presencia de costos ambientales y niveles de contaminación que impliquen ritmos satisfactorios de actividad industrial con crecientes beneficios sociales conduce hacia pautas de crecimiento económico que se corresponden con la contaminación óptima.

Dicha contaminación alude al uso más eficiente de los recursos escasos ante diferentes alternativas, incluida la contaminación de las cuencas atmosféricas y la degradación de la salud de la población. Tal como se establecen, por ejemplo, las tasas sustentables de captura de diferentes especies de peces o de explotación forestal, vinculando sus tasas naturales de regeneración y reproducción con las de extracción, pueden establecerse niveles subóptimos que se acerquen al uso óptimo de las cuencas atmosféricas en relación con sus capacidades de carga respectivas y con los volúmenes y tipos de emisiones depositadas en las mismas.

2. Las soluciones posibles

De acuerdo con los argumentos anteriores, habrá que considerar las soluciones posibles al problema de la excesiva contaminación atmosférica existente en las zonas metropolitanas y en los corredores industriales del país, para poder evaluar

⁸ Panayotou, 1994; Pearce y Tumer, 1993; Baumol y Oates, 1975.

⁹ Panayotou, 1994.

cuál de ellas (o cuál conjunto de ellas) cumple con la exigencia de acercarse a la contaminación óptima, y por tanto a la solución más costo-efectiva y costo-eficiente. Al menos, existen tres principales categorías de soluciones:

- la tecnológica
- la normativa
- la económica

En la primera están incluidas, además de los patrones tecnológicos propiamente dichos, las alternativas energéticas y la discusión sobre las cantidades y calidades de los combustibles fósiles. En la segunda se abordan los principales enfoques de la regulación ambiental: el convencional, ligado exclusivamente al énfasis de comando y control, y el más reciente vinculado con el principio de calidad ambiental total. Finalmente, en la tercera solución se discute la pertinencia de incluir criterios institucionales y de mercado en las decisiones de los agentes económicos. Algunas de estas categorías de soluciones posibles pueden parecer incompatibles, aunque de entrada es preferible entenderlas como soluciones complementarias entre sí.

La solución tecnológica

Una de las convicciones más arraigadas en la sociedad moderna es aquella que supone que virtualmente cualquier incomodidad, escasez o insatisfacción podrá ser resuelta mediante la innovación tecnológica y su difusión en las diferentes dimensiones de la vida (hogares, escuelas, ciudades, fábricas, servicios diversos, cultura, esparcimiento, etcétera). Desde los originales postulados malthusianos de economía y población, hasta los avances muy recientes de la argumentación en favor de la contaminación óptima y del desarrollo sustentable (pasando por los informes: *Los límites del desarrollo* y *Más allá de los límites del desarrollo*),¹⁰ han existido llamados a la mesura y cautela en la utilización de los recursos escasos para la satisfacción de las necesidades sociales y la obtención de mayores grados de bienestar.

La innovación tecnológica y su difusión es incuestionablemente la solución crucial de innumerables problemas ambientales. Es ampliamente aceptado que uno de los mayores acicates del progreso técnico es el abatimiento de los costos de producción y operación como vía para incrementar los niveles de productividad y poder así, competir por aumentar también los grados de rentabilidad económica. Es decir, la innovación tecnológica busca la minimización de los costos y la maximización de los beneficios, y generalmente, induce a la sociedad por la ruta del progreso. Cuando los costos del progreso empiezan a ser muy grandes, generalmente surgen nuevas soluciones tecnológicas.¹¹

En relación con la contaminación atmosférica han surgido importantes soluciones de esta índole que, en efecto, han evitado el empeoramiento de la situación o han propiciado un mejoramiento evidente. Las tecnologías de control de emisiones y los equipos anticontaminantes son un buen ejemplo de ello. La introducción de nuevas técnicas que ahorran energía o que recirculan, reutilizan y reciclan los materiales y residuos dentro de los procesos industriales igualmente contribuyen a reducir las

¹⁰ Meadows, Meadows, Randers y Behrens, 1972; Meadows y Meadows, 1993.

¹¹ Una obra clásica que insiste sobre los costos sociales del desarrollo económico y que enjuicia el optimismo tecnológico es: Mishan, 1969.

emisiones por fuente. La mayor calidad de los combustibles fósiles, sus menores concentraciones de tóxicos, la mayor eficiencia de los procesos de combustión constituyen otros ejemplos en donde sin la tecnología, la contaminación atmosférica hoy día sería aún más grave.

La investigación y el desarrollo de nuevas tecnologías, el ahorro y la sustitución de fuentes de energía, la sustitución de insumos y la modificación de los procesos productivos que se traduzcan, en conjunto, en actividades industriales más limpias, avanza en la lógica de mantener las capacidades institucionales y económicas para ofrecer continuamente bienes y servicios en los mercados sin rebasar los umbrales naturales y sociales de las capacidades de carga de los medios receptores de contaminantes. Sin embargo, siendo crucial esta solución, es parcial y, en el largo plazo, puede ser inefectiva.

La solución normativa

Otra muy importante herramienta con la cual se cuenta para enfrentar el problema de la contaminación atmosférica, se refiere al conjunto de normas que establecen los límites máximos permisibles de emisión proveniente de fuentes industriales. En México, el proceso de normalización en materia ambiental sobre las actividades industriales, ha estado tradicionalmente influido por el enfoque que precisamente establece los mencionados niveles máximos permisibles de emisión para cada una de las fuentes fijas de jurisdicción federal. De acuerdo con el principio de la «mejor tecnología disponible» (*best available technology*), las normas ambientales han inducido a buena parte de los establecimientos industriales hacia el cumplimiento de las mismas mediante el desarrollo o importación de tecnologías de control de emisiones y la instalación de equipos anti-contaminantes al «final del tubo».

El valor de esta experiencia acumulada es incuestionable en varios sentidos. Sin embargo, es necesario percibir las limitaciones que tendría el continuar diseñando las normas ambientales con el enfoque convencional ligado al principio de comando y control, al énfasis de remediación al final del tubo y a la expedición de normas particulares por fuente o por giro industrial, por lo cual, en perspectiva, se tendrían tantas normas como industrias. Resultando todo ello, en elevados costos privados y públicos de cumplimiento de tal normatividad. Sería conveniente, partiendo de la experiencia acumulada y asimilando sus lecciones positivas, modernizar el enfoque de la regulación ambiental del país y fomentar el tránsito hacia nuevas normas ambientales, más ligadas al principio de calidad ambiental total.¹²

Si se mantuviera como enfoque normativo predominante aquél vinculado a la vigilancia, el control y la inspección de fuentes de emisión podría arribarse a una situación paradójica: la totalidad de los establecimientos industriales podrían estar cumpliendo con la normatividad ambiental y, sin embargo, la contaminación atmosférica proveniente de fuentes industriales continuaría aumentando y acumulándose. Esto podría suceder debido a la mayor actividad productiva de los establecimientos ya existentes, a la incorporación de nuevos establecimientos o a ambas razones.

En contraste, el nuevo enfoque de regulación ambiental, más preocupado por la sustitución de insumos, la eficiencia energética y el cambio de procesos industriales, pretende frenar, reducir y prevenir la contaminación atmosférica agregada de acuerdo con la capacidad de carga de los ecosistemas específicos. Pretende evitar también la transferencia de contaminantes entre medios receptores e igualmente,

¹² Giner de los Ríos, 1995.

fomenta los procesos de autorregulación ambiental otorgando una serie de incentivos (desincentivos) económicos que apoyan el cumplimiento de las normas ambientales.

El establecimiento de niveles máximos permisibles de contaminación son parte sustancial de cualquier tipo de normatividad ambiental, de eso no cabe duda alguna, la diferencia entre ambos enfoques estriba en que mientras el convencional insiste en el control de cada una de las fuentes de emisión, fomentando soluciones tecnológicas de final de proceso, el nuevo enfoque se preocupa por reducir y prevenir la contaminación atmosférica promoviendo la incorporación de tecnologías de proceso y de instrumentos económicos.

Las experiencias internacionales indican que la reducción de la contaminación no se obtiene exclusiva, ni principalmente con un mayor gasto en vigilancia, tampoco con la introducción masiva de equipos de control, sino que es necesario encaminarse hacia las normas de calidad ambiental y la innovación tecnológica de «procesos limpios».

La solución económica

La utilización de instrumentos económicos para apoyar el cumplimiento de la regulación ambiental es gradualmente más difundida. Junto con la modificación de procesos industriales y la definición de nuevos umbrales de contaminación, los instrumentos económicos, como herramientas importantes de la regulación ambiental, promueven soluciones ambientalmente efectivas y económicamente eficientes. Tales instrumentos económicos pueden ser de carácter fiscal (derechos, impuestos, estímulos), financiero (fianzas, seguros, garantías, créditos) o de mercado (permisos comerciables de contaminación, sistemas depósito-reembolso, sobrepagos). Constituyen un conjunto de instrumentos que pueden ser complementarios a las normas ambientales tanto como entre sí mismos.¹³

El propósito de su utilización es internalizar los costos ambientales de las decisiones y actividades económicas. "El objetivo fundamental de usar instrumentos económicos es alterar los precios relativos, para así asegurar que los diferentes usos que las economías hacen del medio ambiente reflejen completamente su escasez en el sistema de precios..."¹⁴

Ante fallas o distorsiones de los mercados e ineficacias de ciertas políticas públicas, los instrumentos económicos pueden corregir dichas fallas e introducir el criterio de «quien contamina paga» o el de «contaminar cuesta». Lo cual, ayuda a modular los perfiles del consumo y de la producción, induce la elección de los combustibles y fuentes de energía, los insumos, las tecnologías y los volúmenes y tipos de las emisiones industriales.

En particular, para apoyar la regulación ambiental de las emisiones atmosféricas provenientes de fuentes industriales pueden considerarse diferentes alternativas dentro del conjunto de instrumentos económicos. Los impuestos ecológicos sobre los combustibles y las fuentes de energía son una posibilidad. Aquí habría que cumplir con el principio de la «neutralidad tributaria» para evitar efectos inflacionarios o regresivos sobre la distribución del ingreso. Los estímulos fiscales para inducir las preferencias tecnológicas de los establecimientos industriales son otra opción. La depreciación acelerada de equipos y tecnologías ambientalmente más favorables y el establecimiento de aranceles cero son ejemplos de este tipo de instrumentos. Las

¹³ La nueva Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente ya incluye en su texto la utilización de estos instrumentos económico, LGEEPA, 1996.

¹⁴ Hartie, 1995.

fianzas y seguros pueden ser útiles en el cumplimiento de programas de minimización y manejo integral de residuos peligrosos. Los sobrepagos y cargos constituyen otras alternativas para complementar la gestión de insumos cuyos compuestos químicos bajo procesos de incineración industrial emiten tóxicos o contaminantes altamente perjudiciales para la salud de la población. Los sistemas de depósito-reembolso para fortalecer la gestión ambiental de residuos municipales de difícil manejo, propiciando su reducción en la fuente, neutralización, reutilización, reciclaje y adecuada disposición final y los permisos comerciables de contaminación para apoyar la regulación ambiental de las emisiones atmosféricas, son instrumentos menos costosos y potencialmente más efectivos que la convencional regulación que enfatiza la vigilancia, el control y la inspección *in situ*.

Adicionalmente, el análisis costo-beneficio de cualquier programa o política ambiental siempre resulta ser una buena guía para apoyar la toma de decisiones. Lo mismo sucede para decidir el inicio o no de proyectos privados de inversión. Sin embargo, no siempre se identifican todos los costos privados y públicos en que se incurre por la puesta en ejecución del proyecto en cuestión, o bien no siempre es factible estimar la totalidad de los beneficios privados y públicos derivados específicamente de dicho proyecto. Siendo una herramienta clave, el análisis costo-beneficio puede encontrar límites importantes para las decisiones privadas y la gestión pública. Los instrumentos económicos aludidos, al internalizar los costos ambientales en las decisiones y conductas de los agentes económicos, resultan ser más costo-efectivos y costo-eficientes.

3. Los permisos comerciables de contaminación

Los permisos comerciables de contaminación constituyen una buena opción, dentro del conjunto de instrumentos económicos, para inducir menores emisiones atmosféricas provenientes de fuentes industriales. Partiendo de que la causa fundamental que explica el uso excesivo del aire (o de las cuencas atmosféricas) como tiradero de emisiones lo constituye su carácter de bien público sin mercado ni precio, la pretensión es crear un «mercado ambiental» en donde se compren y vendan los permisos de contaminación.¹⁵ De acuerdo con el concepto de contaminación óptima, es obvio que un prerrequisito para la creación de un mercado de esta índole, es la definición de la capacidad de carga de la cuenca atmosférica en cuestión, o bien el establecimiento de los niveles máximos permisibles de contaminación atmosférica agregada, correspondiente a cada una de las zonas o cuencas en donde se establezca este mercado ambiental. Este nivel máximo de emisiones agregadas constituiría una «burbuja ambiental» que, mediante los mecanismos del mercado, orientaría la distribución de la contaminación permisible entre las diferentes fuentes industriales.

Este instrumento pretende crear un mercado cuya dinámica otorgue un valor económico a la reducción de las emisiones de las fuentes participantes en el mismo, lo cual, resulta ser un extraordinario incentivo en favor de esfuerzos proambientales de las plantas fabriles. A su vez, permitiría generar excedentes de permisos en aquellos establecimientos industriales que redujeran a tal grado sus emisiones que los ubicara en niveles de sobrecumplimiento normativo, conformándose así la oferta de permisos. Por otra parte, aquellos establecimientos que no están en posibilidad, en el corto plazo, de cumplir con las exigencias normativas, tendrán la opción de

¹⁵ La creación de mercados sustitutos y simulados de bienes públicos (de libre acceso), con diferentes técnicas de estimación de valores y precios, puede encontrarse, entre otras obras, en: Bromley, 1995.

comprar los permisos de contaminación para cumplir con ellas y continuar sus actividades productivas, conformándose así la demanda de permisos. La oferta y demanda de los permisos de contaminación atmosférica entre fuentes industriales determinaría el precio de los mismos. Este instrumento económico internaliza las externalidades positivas de unos establecimientos y las externalidades negativas de otros, creando incentivos que fomentan y flexibilizan el cumplimiento de la normatividad ambiental, respetando estrictamente la capacidad de carga de la cuenca atmosférica o los límites de la burbuja ambiental predefinida por la autoridad en la materia.

A diferencia de los impuestos o los cargos ambientales sobre combustibles, insumos, productos o emisiones, en donde se predeterminan los costos del control de la contaminación mientras que la dinámica de los mercados define la cantidad total de emisiones atmosféricas, la utilización de los permisos comerciables de contaminación predetermina la cantidad máxima permisible de emisiones agregadas, dejando en manos del mercado la fijación de los costos del control de la contaminación.¹⁶

Premisas, ventajas y cautelas

La instrumentación de los permisos comerciables de contaminación, en general, no ha recibido una buena acogida por parte del sector empresarial ni por otras organizaciones de la sociedad civil. Pareciera que parte de esta situación proviene de versiones confusas en tomo del carácter, funcionamiento y posibles resultados de los mencionados permisos de contaminación. Lo que se pretende en esta sección es resumir los principales argumentos existentes sobre esta materia, enfatizando cuáles serían las premisas, ventajas y cautelas de la puesta en vigor del mercado de emisiones.

En primer lugar, la creación del mercado de permisos comerciables de contaminación predefine la cantidad máxima permisible de emisiones agregadas en relación con la capacidad de carga de la cuenca atmosférica, o en relación con la burbuja ambiental en donde se establece tal mercado. Predefinir el volumen total de emisiones de acuerdo con los inventarios de contaminantes existentes o bien mediante el establecimiento de una burbuja ambiental es una premisa para la puesta en vigor del mercado de permisos. A su vez, constituye una muy importante ventaja pues uno de los instrumentos de la regulación ambiental en este esquema, se asocia a la capacidad de dispersión, asimilación y transportación de emisiones de la zona o cuenca atmosférica específica en que se establezca el mercado. De esta manera, se vincula la internalización de los costos ambientales por parte de las fuentes de emisión con las características geoclimáticas de los medios receptores específicos.

En particular, resulta muy atractivo establecer esta cantidad máxima de contaminación atmosférica agregada en las «zonas críticas», pues, además del mejoramiento de la calidad del aire en las mismas, los incentivos a la modificación de insumos, consumo energético y de los procesos industriales son permanentes. Con lo cual, se otorga flexibilidad al cumplimiento de la normatividad ambiental, en apego estricto a la capacidad de carga al medio receptor o a la burbuja ambiental definida.

En segundo lugar, este instrumento supone que todos los agentes participantes en este mercado toman decisiones económicas en función de la minimización de sus costos de producción y operación. Esto resulta ser crucial, pues el mercado premiará a los agentes que logren reducir sus emisiones más allá de lo fijado por la

¹⁶ Amsberg, 1995.

norma ambiental correspondiente y permitirá continuar operando, en cumplimiento con dicha norma, a quienes no puedan registrar esos niveles de emisión. Mientras que los costos privados y públicos de cumplimiento de un esquema normativo convencional se concentran en las tecnologías y equipos de control al final de] tubo ya conocidos y en la vigilancia e inspección ambientales por fuente, en este esquema de mercado dichos costos tienden a reducirse por los incentivos involucrados, por el interés privado en la innovación tecnológica y en la modificación de procesos hacia otros más limpios, y por una necesidad menor de las tareas convencionales de vigilancia e inspección.¹⁷ Los costos de transacción de este esquema de mercado de emisiones son menores y los beneficios ambientales resultan potencialmente mayores. Todo lo cual, supone que los permisos comerciados de contaminación constituyen un instrumento de regulación ambiental más efectivo y eficiente.

En tercer lugar, cada mercado de emisiones se establece exclusivamente para un contaminante en cada una de las zonas ambientales o cuencas atmosféricas. Se supone conveniente crear cada mercado de emisiones refiriéndolo a un contaminante en particular (por ejemplo, SO₂, NO_x o PM-10) en cada una de las zonas críticas. Aunque en ciertas experiencias se determinan precios relativos entre permisos de contaminación de diferentes contaminantes, posibilitando así comerciarlos dentro de la misma burbuja ambiental o entre diferentes burbujas y mercados, conviene arrancar el mercado evitando esta complicación y concentrar el instrumento en la regulación solamente de un contaminante por burbuja y mercado, pudiéndose crear tantas burbujas y mercados como contaminantes susceptibles de regularse mediante este instrumento existan.¹⁸

Además del contaminante específico de cada mercado, también resulta crucial definir el tamaño de cada uno de ellos y la relación entre los mismos (si existen más de uno). La teoría indica que los beneficios netos serán más significativos mientras las zonas dentro del mercado sean mayores y existan muchos oferentes y demandantes de permisos. Lo cual no invalida la existencia de importantes beneficios ambientales con menores costos de cumplimiento normativo en donde el mercado se circunscriba a zonas pequeñas con pocos oferentes y demandantes de permisos.¹⁹ Es preferible que cada mercado sea autocontenido, es decir, que no existan transacciones entre ellos hasta que los beneficios ambientales indiquen la pertinencia de establecer este tipo de transacciones adicionales.

En cuarto lugar, buena parte del debate y de las cautelas se concentran precisamente en las reglas de arranque y funcionamiento del mercado de emisiones: medidas y equivalencias, duración del esquema, participantes en el mercado, asignación directa de permisos o subasta, transacciones regulares y acumulación de permisos. Existe acuerdo generalizado en que cada permiso equivaldría a una tonelada del contaminante en cuestión (por ejemplo, 1 permiso = 1 tonelada de NO_x), con una duración de un año. Ahora, si bien la duración de cada permiso se recomienda que sea anual, el mercado debe tener una duración de largo plazo para dar certidumbre a las transacciones y decisiones que involucre (por ejemplo, 20 años o más). Siempre estando de acuerdo con su instrumentación, existe polémica en torno al mejor método de arranque del mercado: ¿asignación directa y posterior subasta de permisos? Dentro de la fase de arranque del mercado la discusión es si la asignación de permisos es gratuita o con cargo y si la subasta es abierta o cerrada.

¹⁷ Tietenberg, 1995.

¹⁸ Oates, Krupnick & Van de Verg, 1983; Mendelsohn, 1983; Tietenberg, 1995

¹⁹ Tietenberg, 1995.

Suponiendo que la autoridad ambiental realiza la asignación directa de permisos sin cargo alguno, ésta se llevaría a cabo en función del historial de contaminación de cada una de las fuentes de emisión que constituyeran la burbuja, es decir, mediante el análisis de las cédulas de desempeño ambiental de los establecimientos industriales participantes en el mercado. Posteriormente, podría constituirse una entidad mixta que, con pleno respaldo de los agentes del mercado, abriera la subasta de los permisos previamente asignados. Aquí, la discusión existente, a la luz de las experiencias internacionales y de la literatura especializada,²⁰ es si la subasta debe ser libre y abierta (donde las pujas de oferta y demanda de permisos se asemejarían a un piso de remates), o si debe ser acotada y cerrada (donde sólo participarían las fuentes industriales participantes en el mercado, las cuales, harían sus propuestas en sobres cerrados). Las combinaciones hipotéticas entre estas dos grandes alternativas son factibles y también discutidas. Una vez inaugurado el mercado, todas las subsecuentes transacciones, aquí no hay duda alguna, son libres y abiertas.

Estas reglas de arranque y funcionamiento del mercado de emisiones son importantes pues influirán en su desenvolvimiento futuro. Por tanto, las transacciones corrientes del mismo podrían realizarse en la entidad mixta ya aludida y tendrían que constituirse en información ambiental y económica dispuesta al público, como cualquier otro mercado. Estas transacciones deben de tener un tratamiento fiscal neutro, es decir, no deben constituir causa de gravámenes, de otra manera la fuente de incentivos se vería erosionada. Una ventaja más de este esquema, precisamente se refiere a los menores costos de transacción asociados con el cumplimiento de la regulación ambiental apoyada en este instrumento.

Los permisos, bajo propiedad de aquellos establecimientos industriales que sobrecumplen los niveles permitidos de contaminación por fuente o predio, que no sean vendidos inmediatamente deben considerarse como permisos "usándose" para su colocación en el mercado y no como "confiscación" de la anuencia normativa para contaminar (dentro de los límites establecidos en este esquema). Aquellos permisos, bajo propiedad de los establecimientos industriales que contaminan más de lo permitido por fuente o predio, deben conseguir la cantidad de permisos que les posibilite contaminar cumpliendo estrictamente la normatividad ambiental vigente. Debido a que cualquier actividad industrial es, en alguna medida, contaminante, y a que la solución no es la prohibición absoluta de tales actividades ni su inspección rutinaria, sino el establecimiento de mecanismos que tiendan hacia la contaminación óptima, la acumulación de permisos constituye un activo, el cual puede hacerse líquido si quien lo posee está sobrecumpliendo con los niveles máximos de contaminación (venta de permisos), o bien puede continuar acumulando permisos para rebasar tales niveles de contaminación en la justa proporción de la equivalencia prefijada permisos/toneladas de emisiones. En ambos casos, la normatividad ambiental se cumple. Y dicho cumplimiento otorga incentivos permanentes a los agentes del mercado para continuar sustituyendo insumos, modificando procesos, aumentando la eficiencia energética.

En quinto lugar, este instrumento fortalece la capacidad institucional de los mercados y de la autoridad ambiental en la solución de los problemas de contaminación atmosférica, y difunde una conciencia y una conducta favorables al medio ambiente entre los agentes económicos y sociales. Los acuerdos de autorregulación ambiental entre los establecimientos industriales y la autoridad ambiental se fortalecen igualmente. Otras capacidades institucionales que se refuerzan son el monitoreo

²⁰ OCDE, 1991; OCDE, 1994; Joenes&David, 1983; Opschoor&Vos, 1989-, Borregaard *et al.* 1995; Tietenberg, 1985 y 1995.

ambiental y la construcción de inventarios de emisiones, ambas tareas resultan claves para evitar cualquier otra falla institucional o de mercado. La vigilancia y el control, siendo tareas imprescindibles, bajan su perfil y se previene tanto su potencial discrecionalidad como su orientación predominantemente punitiva.

Los costos privados y públicos del cumplimiento de la regulación ambiental disminuyen, aumentando sus beneficios sociales.

La eficacia ambiental, la eficiencia económica, la flexibilidad institucional y el carácter dinámico de los permisos comerciables de contaminación son algunas de las ventajas que abogan por su utilización difundida en la regulación ambiental de las emisiones atmosféricas provenientes de fuentes industriales. No obstante, para su puesta en vigor convendría considerar las cautelas en relación con las reglas del arranque y operación regular del mercado aquí expuestas.

Algunas experiencias internacionales

Estados Unidos, Canadá, Alemania, Australia y Chile son países que cuentan con mercados ambientales, en los cuales, se transan permisos de contaminación de dióxido de azufre (SO₂), óxidos nitrogenados (NO_x), plomo (Pb) o partículas suspendidas menores a 10 micrones (PM-10). Además, Canadá analiza y promueve, a escala internacional, la posibilidad de instrumentar un mercado de permisos de contaminación para clorofluorocarbonados (CFC).

Existe poca evidencia aún como para suponer que estas experiencias ilustran casos exitosos o no. De hecho, los mercados de permisos en tales países no se han desarrollado mucho y aunque el volumen de transacciones continúa siendo bajo, los beneficios ambientales han sido satisfactorios. Los informes que existen al respecto²¹ indican que los costos del cumplimiento de la normatividad ambiental han bajado y que la calidad del aire sí ha mejorado en relación a las concentraciones de los contaminantes regulados con permisos. Igualmente, estas experiencias internacionales incluyen importantes lecciones acerca de las reglas de arranque y operación de las transacciones regulares del mercado de emisiones, sin embargo, las mismas tienen sus limitaciones debido a su aludida todavía poca maduración. Es importante señalar que, de posturas adversas hacia este instrumento por parte de empresas y organizaciones ecologistas, se ha transitado a un apoyo mayoritario hacia el mismo. A juzgar por la evaluación de algunos instrumentos de política ambiental, pareciera que el mejor y más aceptado actualmente en esos países es el de los permisos comerciables de contaminación.²²

²¹ OCDE (1994); Tietenberg (1995); Borregaard *et al.* (1995).

²² Katz (1995).

Bibliografía

- J. Amsberg, Usos de instrumentos económicos para el control de la Contaminación en países no perteneciente a la OCDE: Experiencias seleccionadas en N. Borregaard, et. al., (editores), *Usos de instrumentos económicos en la política ambiental*, Comisión Nacional de Medio Ambiente, Santiago de Chile, 1995.
- S. Atkinson, Nonoptitnal Solutions Using Transferable Discharge Permits: The Implications of Acid Rain Deposition in E. Joeres y 11. Martin, (editores), *Buying a Better Environment: Cost-Effective Regulation through Permit Trading*, *Journal of Land Economics*, Wisconsin/Press, 1983.
- W. Baumol y W. Oates, *The Theory of Environmental Policy; Externalities, Public Outlays, and the Quality of Life*, Cambridge University Press, Cambridge/New York, 1975.
- N. Borregaard, et. al. (editores), *Usos de instrumentos económicos en la política ambiental*, Comisión Nacional de Medio Ambiente, Santiago de Chile, 1995.
- D. Bromley, editor, *The Handbook of Environmental Economics*, Blackwell, Oxford y Cambridge, 1995. DDF, Gobierno del Estado de México, SEMARNAP Y SSA, Programa para Mejorar la Calidad del Aire en el Valle de México 1995-2000, México, marzo 1996.
- R. Dower, El Instrumento Económico Apropriado para la Tarea Apropriada: El Caso de los Cobros por Contaminación y los Programas de Información, en N. Borregaard, et. al., 1995.
- F. Giner de los Ríos, *Perspectivas de la normatividad en México*, en Gaceta Ecologica, núm. 36, Instituto Nacional de Ecología, México, 1995.
- Hardin, *La tragedia de los comunes*, Gaceta Ecológica, núm. 37, Instituto Nacional de Ecología, México, 1995. V Ilartje, Uso de instrumentos económicos en las políticas ambientales europeas, en N. Borregaard, et. al., 1995.
- R Hawken, *The Ecology of Commerce*, Harper-Business, New York, 1994.
- INE, Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente 1993-1994, SEDE.SOL, México, 1993.
- INE, *Propuesta de Anteproyecto de Norma Oficial Mexicana de Mecanismos de Operación del Sistema de, Certificados de Emisiones Transferibles que Complementan la Norma Ojcial Mexicana*, NOM-085-ECOL-1994, 1994.
- E. Joenes, y M. H. David, (editores), *Buying a Better Environment: Cost-Effective Regulation through Permit Trading*, *Journal of Land Economics*, Wisconsin/Press, 1982.
- R. Katz, Taller: Definición de propuestas para el estudio y la implementación de instrumentos económicos en la política ambiental atmosférica de Chile, en N. Borregaard, et. al., 1995,

- D. Meadows, et al., Los límites del crecimiento: Informe al Club de Roma sobre el predicamento de la humanidad, FCE, México, 1972.
- D. Meadows, et al., Más allá de los límites del crecimiento, El País/Aguilar, México, 1993.
- R. Mendelsohn, Emission Transfer Markets: How Large Should Each Market Be?, en E. Joines, y M. H. David, 1982.
- E. J. Mishan, Los costes del desarrollo económico, Orbis, Barcelona, 1969.
- Oates, Krupnick & Van de Verg, On Marketable Air Pollution Permits: The Case for a System of Pollution Offsets, en E. Joines, y M. H. David, 1983.
- OCDE, Environmental Policy: How to Apply Economic Instruments, OCDE, Paris, 1991. OCDE, Managing the Environment: The Role of Economic Instruments, OCDE, Paris, 1994.
- T. Panayotou, Ecología, medio ambiente y desarrollo: Debate, crecimiento versus conservación, Gernika, 1994.
- D. Pearce, Economía ambiental, FCE, México, 1985.
- D. Pearce, y R. K. Turner, Economics of Natural Resources and the Environment, Gran Bretaña, The Johns Hopkins University Press, 1993.
- SEMARNAP, Ley General del Equilibrio Ecológico, la Protección al Ambiente LGEEPA, Gaceta Ecológica, núm.40, Instituto Nacional de Ecología, México, 1996.
- Tietenberg, *Transferable Discharge Permits and the Control of Stationary Source Air Pollution: A Survey Syntheses*, Land Economics, 56, núm. 4, 1985.
- T. H. Tietenberg, Transferable Discharge Permits and Global Warming, en D. Bromley, (editor), 1995.
- UNEP/WHO, Urban Air Pollution in Megacities of the World, United Nations Environment Program, World Health Organization, 1992.
- V. Urquidi, Instrumentos Económicos para la Política Ambiental: Estructura Industrial y Comportamiento Empresarial en los Países en Vías de Desarrollo, con Referencia a México, en A. Mercado, (compilador), Instrumentos fiscales y financieros para un comportamiento empresarial favorable al ambiente industrial en México, (en prensa) COLMEX-FCE, 1996.

**LA DEMANDA DE GASOLINAS EN MÉXICO, LA
CONDICIÓN DE EXOGENEIDAD Y EL
COMPORTAMIENTO DE LOS AGENTES ECONÓMICOS.**

Luis Miguel Galindo

Enrique Salinas

DIRECCIÓN DE ECONOMÍA AMBIENTAL.

DIRECCIÓN GENERAL DE REGULACIÓN AMBIENTAL.

INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA

INTRODUCCIÓN.

El nivel de la contaminación del aire en áreas urbanas tales como la Zona Metropolitana del Valle de México, Guadalajara o Monterrey está asociado a la emisión de contaminantes por los vehículos automotores. Debido a ello la regulación del consumo de gasolinas representa uno de los ejes principales de una política para elevar la calidad del aire en las zonas urbanas (Programa para Mejorar la Calidad del Aire en el Valle de México 1995-200, Archando y Faiz, 1994 y Krupnick, 1991). Sin embargo, la instrumentación de una política que regule el consumo de combustibles basada en el uso de instrumentos económicos no es una tarea fácil. En efecto, existen diversos argumentos desde el punto de vista de la teoría económica para utilizar impuestos y movimientos en los precios para regular el consumo de las gasolinas (Krupnick, 1991, Eskeland, 1994 y Gunning, Osterrieth y Waelbroeck, 1976). Sin embargo, la instrumentación adecuada de este tipo de políticas requiere del conocimiento puntual de las formas de ajuste y magnitudes de respuesta de los agentes económicos ante modificaciones en los precios y una certeza relativa de que estas formas de ajuste y sus magnitudes se mantendrán relativamente constantes ante modificaciones en el precio.

Las estimaciones sobre la demanda de gasolinas en México se han centrado exclusivamente en obtener y analizar las elasticidades ingreso y precio y simular, con estos resultados, diversos escenarios de política ambiental. Desde luego, las simulaciones realizadas dependen crucialmente del valor de los parámetros utilizados y los supuestos de comportamiento futuro de estas variables (Galindo y Salinas, 1996). Sin embargo, las estimaciones de estas elasticidades son muy diversas como consecuencia del uso de métodos de estimación distintos, especificaciones distintas o incluso definiciones de gasolinas no comparables (Eskeland, 1993 y 1994, Eskeland y Feyzioglu 1994 y Oum, Waters y Yong, 1990). Como consecuencia de ello la discusión del uso de los precios para regular el consumo de gasolinas se ha centrado fundamentalmente en el debate sobre el valor de estas elasticidades y sus consecuencias ambientales.

Sin embargo, la estabilidad de los parámetros ante modificaciones en el precio y las formas de ajuste de los agentes económicos son temas también de la mayor relevancia que han sido poco estudiados. En efecto, los modelos de demanda de gasolinas sólo pueden utilizarse para propósitos de política económica cuando son inmunes a la conocida crítica de Lucas (1976).²³ En efecto, Lucas (1976) y Sargent (1981) argumentan que los agentes económicos modifican sus conductas ante cambios de política económica lo que genera a una inestabilidad estructural de los parámetros del modelo en cuestión. Bajo estas condiciones es difícil simular, con la precisión necesaria para propósitos de política económica, el comportamiento de los agentes económicos ante modificaciones en los precios de mercado. Sin embargo, la econometría moderna ha desarrollado diversas pruebas estadísticas, conocidas como condiciones de exogeneidad, que permiten conocer las posibilidades para utilizar un modelo econométrico con propósitos de pronóstico o simulación de política económica.

El propósito principal de este trabajo es entonces analizar las condiciones de exogeneidad de un modelo básico de demanda para gasolinas para regular el consumo de gasolinas en la Zona Metropolitana del Valle de México.

El trabajo se divide en tres secciones. En la primera sección se incluye el marco teórico y algunos conceptos econométricos. En la segunda sección se presentan los resultados empíricos para México. La tercer sección incluye algunas conclusiones y comentarios generales.

²³ Podría incluso argumentarse que el conjunto de los instrumentos económicos son sólo factibles de usarse cuando existe una respuesta relativamente estable de los agentes económicos con respecto a los movimientos en los precios de mercado.

I) MARCO TEÓRICO Y CONCEPTOS ECONOMETRÍCOS.

I.1) TEORÍA ECONÓMICA.

El consumo de gasolina es una demanda derivada en función de las necesidades de transporte que refleja el número de kilómetros recorridos y la eficiencia de los vehículos para realizar estos trayectos (Eskeland y Feyziogla, 1994 y Balgati y Griffin, 1983). El consumo de gasolinas, bajo el supuesto de separabilidad débil, puede modelarse como la demanda de cualquier otro bien (Deaton y Muellbauer, 1980). La teoría económica convencional considera entonces que el consumo de un bien es una función de las preferencias de los individuos sujetos a una determinada restricción presupuestal. En términos formales las demandas marshallianas pueden escribirse como: (Deaton y Muellbauer, 1980 y Varian, 1984):

$$(1) \quad q_i = f(y, p_i)$$

sujeto a la siguiente restricción presupuestal:

$$(2) \quad y = \sum p_i q_i$$

donde q_i representa el consumo del bien i , y el nivel de gasto total de los agentes económicos, p_i el índice de precios. De este modo, la demanda de un bien bajo el supuesto de inexistencia de ilusión monetaria, se especifica como (Deaton y Muellbauer, 1980):

$$(3) \quad \log q_i = \beta_0 + e_i \log [y/p]_t + \sum e_{ik} \log [p_k / p_t] + u_t$$

Donde p_t representa el índice general de precios. La estimación de la ecuación (3) debe realizarse en principio con métodos de cointegración atendiendo al orden de integración de las series (Engle y Granger, 1987). El método utilizado en este trabajo es el de Johansen (1988) que permite obtener estimadores con propiedades estadísticas adecuadas y no sujetos a la crítica de regresiones

espureas (Granger y Newbold, 1974) y permite construir el marco general para analizar las condiciones de exogeneidad del modelo (Johansen, 1992).

De este modo, la ecuación (3) puede utilizarse como un modelo econométrico para explicar, pronosticar y simular diversos escenarios de política económica si satisface las condiciones de exogeneidad.

I.2) EL CONCEPTO DE EXOGENEIDAD.

En términos generales, una variable exógena es aquella que se determina por fuera del sistema analizado sin que ello implique perder información relevante respecto al modelo construido (Hendry 1995 y Engle, Hendry y Richard 1983). Esta definición depende entonces crucialmente de los parámetros de interés y de los propósitos del modelo a consideración. En principio, el proceso generador de información (DGP) (Spanos, 1986) ²⁴ se representa por una función que transforma un conjunto de variables, condicionadas a un determinado conjunto de información, en un modelo que determina las variables endógenas en función de las variables exógenas y margina a las variables no relevantes.²⁵ (Granger, 1990 y Charemza y Deadman, 1992).

$$(4) \quad F(X_t/X_{t-1}, \theta) = F_{y/z}[Y_t/Z_t, X_{t-1}, \lambda_1] \cdot F_z[Z_t/X_{t-1}, \lambda_2]$$

donde $F(X_t/X_{t-1}, \theta)$ es la función de densidad conjunta, $F_{y/z}[Y_t/Z_t, X_{t-1}, \lambda_1]$ es la función de densidad condicional para Y_t dado Z_t y $F_z[Z_t/X_{t-1}, \lambda_2]$ es la función de densidad marginal de Z_t , $X_t = (Y_t, Z_t)$ representa la muestra total de datos, Y_t es el subconjunto de variables incluidas en el modelo econométrico final y Z_t son las variables marginadas del modelo. θ es el conjunto completo de parámetros de la distribución conjunta, λ_1 es el conjunto de parámetros del modelo condicional y λ_2 es el conjunto de parámetros del modelo marginal.

²⁴Para una definición formal véase Spanos (1986) p. 131.

²⁵Ericsson (1994) y Engle, Hendry y Richard (1983) argumentan que el hecho de que una variable sea predeterminada en el modelo en cuestión (exogeneidad estricta) no es condición suficiente para realizar inferencias estadísticas válidas.

La ecuación (4) representa el marco conceptual para analizar las condiciones de exogeneidad del modelo en cuestión. Estas condiciones se pueden resumirse en tres aspectos atendiendo a los propósitos del modelo elaborado.

Exogeneidad débil.

La variable z_t es exógena débil sobre el período de análisis para los parámetros de interés Ψ si existe una reparametrización de Φ tal que $\lambda=(\lambda_1,\lambda_2)$ (Engle, Hendry y Richard, 1983) y se cumplen que los parámetros de interés Ψ del modelo son una función de λ_1 y la factorización presentada en la ecuación (4) permite operar un corte secuencial (Johansen 1992) de forma tal que:

$$(5) \quad F_x(x_{ti}/\Phi) = F_{y/z}(y_t/y_{1,t-i-1}, z_{ti}/\lambda_1) \bullet F_z(z_{jt}/\lambda_2) = F(y_t/\Omega, \lambda_1)$$

Así, la exogeneidad débil se presenta cuando puede obtenerse una reparametrización de θ tal que el proceso de distribución puede condicionarse y marginalizarse como la ecuación (5) y λ_1 se modela sola sin incluir información sobre λ_2 (Ericsson, 1994). En el caso en que se cumplan las condiciones de la exogeneidad débil entonces es posible realizar inferencias estadísticas válidas sobre los parámetros de interés, Esto se debe a que λ_1 , λ_2 varían de forma independiente y libremente de modo que λ_2 no posee información adicional relevante para determinar los rangos de los valores de los coeficientes de λ_1 y asimismo, no existen restricciones conjuntas entre λ_1 y λ_2 . En este sentido, la estimación y análisis del modelo econométrico puede realizarse utilizando únicamente el modelo de probabilidad condicional descartando a la función marginal.

El estadístico de la prueba de exogeneidad débil en el contexto de variables cointegradas con base en el procedimiento de Johansen, se distribuye como una X^2 bajo la hipótesis nula (Johansen y Juselius, 1990 y Johansen y Juselius, 1992):

$$(6) \quad T \sum_i \ln \left[\frac{(1-\gamma_1)}{(1-\gamma_2)} \right] \approx x^2(rp)$$

donde γ_1 es la raíz característica del VAR con restricciones y γ_2 es la raíz característica del VAR sin restricciones, r es el número de vectores de cointegración, p el número de parámetros y T el número de datos (Johansen, 1992).

Exogeneidad fuerte.

La exogeneidad fuerte se define como la suma de la exogeneidad débil más la presencia de la no causalidad en el sentido de Granger. El cumplimiento de esta condición permite realizar proyecciones y pronósticos de las series correspondientes basados en modelos válidos de probabilidad condicional (Johansen 1992).

Superexogeneidad.

La superexogeneidad se define como la combinación de la condición de exogeneidad débil más las propiedades de invarianza del modelo econométrico en cuestión (Ericcson, 1994 y Engle, Hendry y Richard, 1983). La satisfacción de esta condición permite realizar simulaciones de política económica y representa una solución a la crítica de Lucas (1976) sobre la variación de los parámetros ante modificaciones de política económica.

La distribución condicional representa entonces la función de reacción de los agentes económicos mientras que la función marginal representa las decisiones y las reglas de política económica (Ericcson, 1994).²⁶ Bajo la condición de superexogeneidad los parámetros de λ_1 no son función de λ_2 y por tanto los λ_1 son invariantes a las distintas formas de intervención de proceso de z_t . Esto significa entonces que las variaciones en λ_2 no se reflejan en los parámetros λ_1 . De este modo, bajo el supuesto de superexogeneidad no

se presentaran entonces cambios en los parámetros de la función de probabilidad condicional permitiendo realizar las simulaciones de política necesarias.

II) RESULTADOS EMPÍRICOS.

La información utilizada en este trabajo son datos mensuales de 1987 a 1995 del volumen consumido de magna sin (gas_t), el índice de producción industrial (y_t) y los índices de precios de la maga sin (pms_t), el índice ponderado del conjunto de gasolinas (pg_t), el índice general de precios al consumidor (p_t) y la razón de precios entre el índice ponderado del conjunto de de gasolinas y el índice de precios al consumidor (pr_t). Todas las series están en logaritmos.

El Cuadro 1 resume las pruebas de Dickey Fuller Aumentada (Dickey y Fuller, 1981) y de Phillips y Perron (1988) para raíces unitarias. Los resultados obtenidos indican que todas las variables utilizadas son series no estacionarias I(1).

Cuadro 1: Orden de integración de las series: 1987(7)-1995(6)

VARIABLE	ADF (4)	PP(4)
gas_t	-0.001	-0.001
Δgas_t	-4.93**	-11.40**
y_t	-0.001	-0.001
Δy_t	-4.94**	-11.40**
pr_t	-0.0005	-0.0005
Δpr_t	-4.94**	-11.40**

Notas:

ADF(4)=Prueba de Dickey Fuller Aumentada con cuatro rezagos. Esto permite corregir por autocorrelación y por la significancia estadística de los términos en primeras diferencias.

PP(4) = Prueba de Phillips-Perron con cuatro rezagos.

*=rechazo al 5% de significancia

²⁶Así, la política económica normalmente impone modificaciones al proceso marginal de Z_t .

**=rechazo al 1% de significancia.

Los resultados de las pruebas de orden de integración confirman la necesidad de utilizar métodos de cointegración para obtener estimaciones con las propiedades estadísticas adecuadas. De este modo, se procedió a especificar y estimar un modelo de vectores autoregresivos (VAR) sin restricciones. En este modelo se incluyeron exclusivamente el consumo de gasolinas totales, el índice de producción industrial como una aproximación de la variable de gasto y la razón de precios entre el precio de las gasolinas totales y el índice de precios. De este modo el VAR estimado es el siguiente:

(7)

$$\begin{aligned} \text{gas}_t &= \sum_{i=0}^6 \lambda_{t-i} \text{gas}_{t-i-1} + \sum_{i=0}^6 \alpha_{t-i} y_{t-i} + \sum_{i=0}^6 \beta_{t-i} \text{pr}_{t-i} + u_t \\ y_t &= \sum_{i=0}^6 \lambda_{t-i} \text{gas}_{t-i-1} + \sum_{i=0}^6 \alpha_{t-i} y_{t-i} + \sum_{i=0}^6 \beta_{t-i} \text{pr}_{t-i} + u_t \\ \text{pr}_t &= \sum_{i=0}^6 \lambda_{t-i} \text{gas}_{t-i-1} + \sum_{i=0}^6 \alpha_{t-i} y_{t-i} + \sum_{i=0}^6 \beta_{t-i} \text{pr}_{t-i} + u_t \end{aligned}$$

La estimación de este modelo, bajo el supuesto de separabilidad débil, sugiere una elasticidad precio prácticamente de cero. Esto es, suponiendo que el gasto en combustibles representa una proporción fija del total del presupuesto de los agentes entonces el consumidor no puede reflejar sus preferencias ante cambios en el precio más que como una reducción absoluta de su gasto al excluirse las opciones de sustitución entre los tipos de gasolinas. En este sentido, el modelo reduce substancialmente la respuesta de los agentes a modificaciones en el precio. Este comportamiento refleja resultados empíricos anteriores en donde se observa la presencia de una alta sustituibilidad entre diferentes tipo de automóviles de transporte privado pero no así entre el transporte privado y el público (Wheaton, 1982, Yee, 1991 y Winston, 1985).

El modelo estimado tiene las propiedades estadísticas adecuadas y representa entonces una buena aproximación al proceso generador de información (Cuadro 1a del apéndice). Esto es, las pruebas estadísticas realizadas al modelo indican que no existe evidencia de problemas de autocorrelación, heteroscedasticidad, forma funcional, especificación etc.. Asimismo, no se

rechaza la hipótesis de normalidad en los errores con la excepción de la ecuación de precios (Cuadro 2a en el Apéndice). Ello sugiere que la parte sistemática del modelo incluye toda la información disponible y los residuales de las ecuaciones solo contienen ruido blanco. Asimismo, el cuadro 3.9 en el Apéndice muestra que existe una alta correlación entre los valores proyectados por el modelo y los valores reales. Esto indica que el modelo tiene una alta capacidad para simular el comportamiento de estas variables.

La estimación de un vector de cointegración con base en el procedimiento de Johansen (las raíces características se reportan en el Cuadro (4a del Apéndice) indica la presencia de al menos un vector atendiendo a la prueba de la traza y de la raíz característica máxima.

Cuadro 2: Pruebas de cointegración del procedimiento Johansen:

Ho:rango=p	-Tlog(1- λ_i)	using T-nm	95%	-T λ g(1- λ_{p+1})	T-nm	95%
p == 0	21.85*	17.75	17.9	29.26*	23.77	24.3
p <= 1	5.975	4.855	11.4	7.41	6.021	12.5
p <= 2	1.435	1.166	3.8	1.435	1.166	3.8

Notas:

p=número de vectores de cointegración.

*(**) Rechazo de la hipótesis nula al 5%(1%) de significancia.

Máxima-verosimilitud rechazó al 5% de significancia.

Período: 1987(7)-1995(6)

El VAR se estimó con seis rezagos.

-Tlog(1- λ_i) = Prueba de la traza

-T λ g(1- λ_{p+1}) = Prueba de la raíz característica máxima.

Normalizando el vector de cointegración como ecuación de demanda de gasolinas se obtiene la solución de largo plazo sintetizada en el Cuadro 3:

Cuadro 3: Coeficientes estandarizados del vector de cointegración

gas _t	y _t	pr _t
1.00	1.31	-0.046

El Cuadro (3) indica que la elasticidad ingreso es positiva y superior a uno. Este resultado sugiere que el crecimiento del transporte en México asociado al

crecimiento económico es aún intensivo en el consumo de combustibles (Berndt y Botero, 1985). Este comportamiento probablemente está asociado a un precio relativo del combustible que no favorece su uso más eficiente (Alba y Samaniego, 1985, Ross, 1994 y Wheaton, 1982). Asimismo, debe considerarse que la elasticidad ingreso incide en el consumo, en gran medida, a través de la composición y crecimiento de la flota vehicular (Wheaton, 1982). En este sentido la elasticidad ingreso mayor que uno corresponde a una tendencia a elevar el período de vida útil de los automóviles (Berkover, 1985)

Por su parte, la elasticidad precio es muy baja como resultado de la exclusión de otros bienes sustitutos. En este sentido este resultado corresponde a la respuesta de los consumidores ante una alza uniforme en los precios de todos los combustibles. Por ello, la prueba de significancia sobre el valor de este coeficiente es probablemente más demandante e indica la existencia de una relación negativa entre el consumo y una alza de precios. El bajo valor de la elasticidad precio se justifica considerando que la demanda de gasolina es una demanda derivada y la exclusión de posibles sustitutos (Oum, Waters y Yong, 1990). Estimaciones similares se han obtenido como rango inferior en otros estudios (Alba y Samaniego, 1985) con base en métodos recursivos.

Las pruebas de razón de máxima-verosimilitud de los valores estimados del vector de cointegración están sintetizadas en el Cuadro (4). Estas pruebas permiten analizar la significancia estadística de los parámetros del vector de cointegración. Los resultados obtenidos rechazan la hipótesis nula de una elasticidad unitaria del consumo con respecto al ingreso ($\beta_1=1$). Esto significa entonces que los consumidores tienden a elevar su gasto en gasolinas más que proporcionalmente al crecimiento de su ingreso. Ello se debe, muy probablemente, a que el bajo precio relativo de los combustibles con respecto a otros bienes no favorece una mayor eficiencia energética.

Por su parte, la hipótesis nula de que el precio relativo es no significativo es rechazada por la prueba de razón de máxima-verosimilitud. Esto implica que, no obstante el bajo valor del coeficiente como consecuencia de la exclusión de los bienes sustitutos, los agentes disminuirán su consumo de combustibles

ante una alza en el precio relativo del bien. Este resultado refleja que los consumidores son sensibles a modificaciones en los precios relativos de los combustibles y supone entonces la posibilidad de utilizar los instrumentos económicos para regular su consumo una vez incorporado los efectos de los bienes sustitutos.

Cuadro 4: Pruebas de máxima-verosimilitud de los coeficientes del vector de cointegración.

$$\text{gas}_t = \beta_1 y_t + \beta_2 pr_t$$

$\beta_1=1$	$\beta_2=0$
18.84[.000]**	10.14[.006]**

Notas: La prueba se distribuye como una chi-cuadrada con dos grados de libertad ($X^2(2)$)

El vector de cointegración obtenido no rechaza la hipótesis nula de exogeneidad débil del consumo de gasolinas con respecto al ingreso y los precios relativos (Cuadro 5).²⁷ Esto significa que los procesos estadísticos que dan lugar a las series de ingreso y precios relativos son estadísticamente independientes del consumo total de gasolinas y por tanto estos procesos estadístico no son relevantes para determinar el volumen de gasolinas. Estos resultados indican entonces que es posible realizar inferencias estadísticas validas sobre el valor de los parámetros y que es válido condicionar el modelo estadístico de la demanda de gasolinas suponiendo como variables exógenas al ingreso y a los precios relativos.

Cuadro 5: Pruebas de exogeneidad débil.

$\alpha_2=\alpha_3=0$
$X^2(2)=5.20[.074$
]

Notas:
Las pruebas de máxima-verosimilitud están realizadas

²⁷ Estos resultados son consistentes con los valores obtenidos para los coeficientes de ponderación del procedimiento de Johansen (α) sintetizados en el cuadro (5a) del Apéndice.

sobre los coeficientes (α_2) de ponderaciones del vector de Johansen.

Con base a estos resultados se utilizó la metodología de lo general a lo específico (Davinson, Hendry, Srba y Yeo, 1978) para obtener un modelo econométrico final que aproxime al proceso generador de información (Spanos, 1986). Este procedimiento se realizó tomando en consideración el teorema de equivalencia de Engle y Granger (1987) entre el vector de cointegración y el mecanismo de corrección de errores. De este modo, se incluyó en el modelo general al vector de cointegración obtenido por el procedimiento de Johansen con un rezago. Este procedimiento permite obtener coeficientes insesgados y errores estándares mínimos (Cuthbertson, Hall y Taylor, 1992). Así, el modelo general puede expresarse como:

$$(8) \quad \Delta \text{gas}_t = \sum_{i=1}^4 \alpha_i \Delta y_{t-i} + \sum_{i=1}^4 \beta_i \Delta p_{r,t} + \delta(\text{gas}_{t-1} - \text{gas}_{t-1}^*) + e_t$$

donde $\delta(\text{gas}_{t-1} - \text{gas}_{t-1}^*)$ representa el mecanismo de corrección de errores y $-1 < \delta < 0$. Este término representa la diferencia entre el valor real del consumo de gasolinas y el valor proyectado por el vector de cointegración dado por la ecuación sintetizada en el Cuadro (3). En este sentido este termino representa el error entre el valor real y el valor de equilibrio de largo plazo y por tanto representa la magnitud del ajuste. El valor negativo del coeficiente garantiza entonces que la corrección de los errores pasados conduzca a un ajuste de la tasa de crecimiento del consumo de gasolinas en el período actual. De este modo, cuando el consumo de gasolinas es mayor que el esperado entonces al multiplicarse por un valor negativo (α_i) se reduce la tasa de crecimiento del consumo en el período actual. El valor del coeficiente entre cero y menos uno indica la magnitud del proceso de ajuste. Esto es, un valor del coeficiente más cercano a menos uno indica que la proporción del ajuste con respecto al error del período anterior es mayor mientras que un valor cercano a cero sugiere que la magnitud del ajuste con respecto a la tasa de crecimiento del período actual es relativamente menor.

El modelo general se estimó para el período 1987(7)-1994(12). Los resultados obtenidos reportados en el Cuadro (6a) indican que el modelo estimado incluye toda la información sistemática disponible. Esto es, el modelo no muestra signos de autocorrelación, heteroscedasticidad, forma funcional o de especificación incorrecta. Asimismo, no puede rechazarse la hipótesis de que los residuales se distribuyen normalmente (Cuadro 6).

Asimismo, el modelo no rechaza las pruebas de estabilidad estructural de Chow y de predicción de Chow (Cuadro 7a del Apéndice).

El procedimiento de lo general a lo específico permite obtener el siguiente modelo econométrico final:

$$(9) \Delta \text{gas}_t = -.46\Delta\text{gas}_{t-1} -.24\Delta\text{gas}_{t-4} + .55\Delta y_t + .21\Delta y_{t-1} + .26\Delta y_{t-4} - .05\Delta pr_{t-3} - .30\text{MCE}_{t-1}$$

(-3.88) (-2.52) (4.69) (1.68) (2.22) (-1.30)

(-1.83)

Periodo: 1988(1)-1994(12)

Método de estimación: MCO

MCE = Mecanismo de corrección de errores.

R² = 0.580626

DW = 1.99

La ecuación (9) representa una buena aproximación del proceso generador de infamación (Spanos, 1986). En efecto, el modelo tiene un coeficiente de determinación bastante alto y todos los coeficientes son estadísticamente significativos. Asimismo, el conjunto de las pruebas de diagnóstico no muestran que existan signos de autocorrelación, heteroscedasticidad, problemas de forma funcional y de especificación incorrecta. Asimismo, las pruebas de estabilidad estructural de Chow y de Chow predictiva indican que el modelo tiene coeficientes estables.

Cuadro 6: Pruebas estadísticas del modelo 1987(5) - 1995(6).

Prueba estadística	
Autocorrelación LM(6): F(4,73)	= 1.70 [.159]
Normalidad JB, $\chi^2(2)$	= 1.05 [.589]
Heterocedasticidad ARCH(6) F(14,62)	= 0.45 [.949]
Forma funcional RESET F(35,41)	= 0.80 [.743]
Consistencia del modelo Chow F(7, 77)	= 0.81 [.576]

Notas:

LM=Prueba del Multiplicador de Lagrange

JB=Prueba de Jarque-Bera

ARCH=Prueba de heteroscedasticidad autoregresiva

RESET=Prueba de forma funcional

Asimismo, el modelo tiene una alta capacidad para simular el comportamiento pasado y futuro de los datos. Esto es, las proyecciones realizadas con el modelo para 1995 sintetizadas en el Cuadro (7), indican que los errores de predicción no son nunca estadísticamente significativos. Estos resultados se reflejan en las gráficas 1 y 2.

Los coeficientes del modelo son relativamente consistentes con la teoría económica. El término de corrección de errores es significativo y tiene el signo adecuado. Esto es un desequilibrio entre la demanda proyectada por el modelo y su valor real en el período t-1 conduce a un ajuste en el período actual. Ello es consistente con la teoría económica y los métodos econométricos propuestos inicialmente e indica la magnitud del procesos de ajuste de la tasa de crecimiento del consumo de gasolinas con respecto a la discrepancia entre los valores reales y los valores de equilibrio de largo plazo. Asimismo, se observa la presencia de un proceso autoregresivo, un efecto

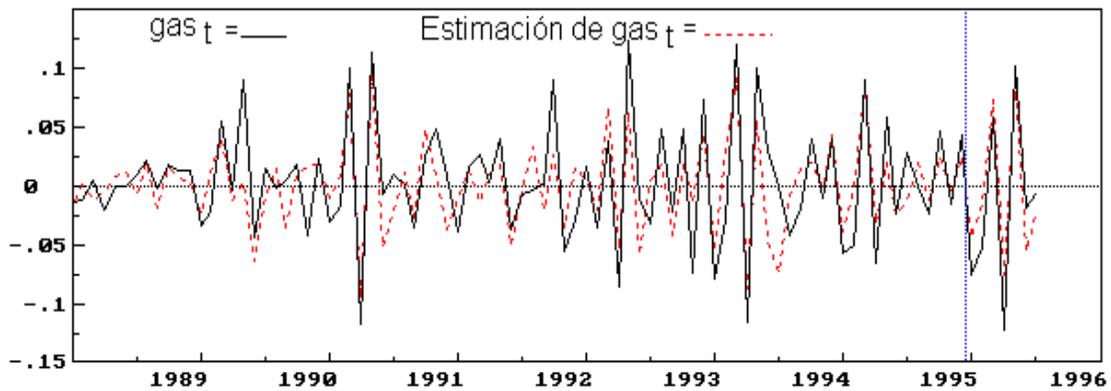
positivo del ingreso en el corto plazo menor al multiplicador de largo plazo²⁸ y un elasticidad precio negativa y también muy inelastica.

Cuadro 7: Proyecciones del modelo para un periodo adelante.

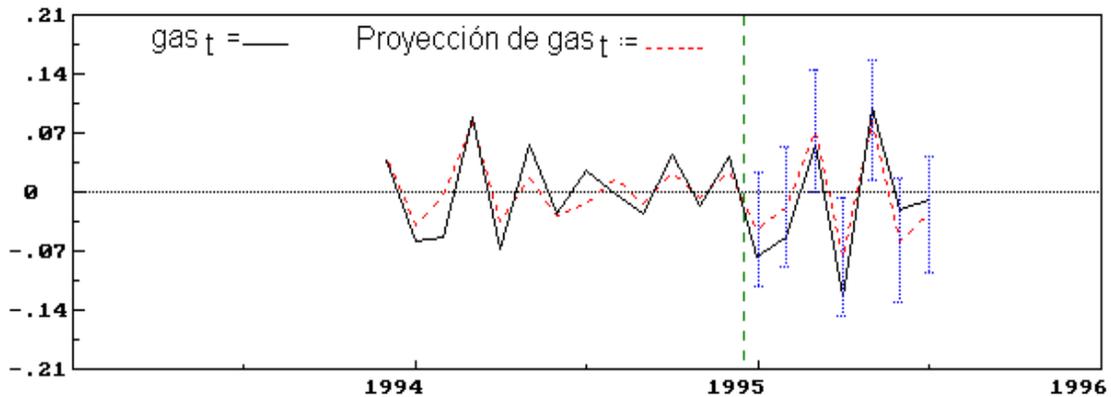
Período	Valor actual	Valor Proyectado	Y - Yproyectado	Proyección del error estándar	Valor de la prueba t
1995 1	-0.075	-0.0436	-0.031	0.033	-0.927
1995 2	-0.052	-0.016	-0.036	0.035	-1.026
1995 3	0.057	0.073	-0.015	0.036	-0.415
1995 4	-0.123	-0.076	-0.047	0.035	-1.335
1995 5	0.101	0.086	0.015	0.036	0.425
1995 6	-0.020	-0.056	0.037	0.036	1.022
1995 7	-0.007	-0.025	0.017	0.034	0.509

²⁸ Un resultado similar fue obtenido por Houthakher, Verleger y Sheehan (1974).

Gráfica 1. Valores reales y estimados del consumo de gasolinas en el Valle de México



Gráfica 2. Valores reales y proyectados del consumo de gasolinas en el Valle de México.



La estimación del modelo por mínimos cuadrados recursivos confirma la estabilidad de los parámetros. Las pruebas realizadas indican que en general las variaciones del coeficiente del mecanismo corrección de errores no rompen las líneas de rechazo (ver gráficas en el Apéndice) sugiriendo que la respuesta de los agentes ante la presencia de un desequilibrio entre el valor real y el deseado es similar en todo el período. No obstante, existen algunos períodos en donde el valor del coeficiente rompe las líneas de rechazo. Esto sugiere que bajo condiciones excepcionales la respuesta del modelo es distinta a la que se proyecta con coeficientes fijos.

III) CONCLUSIONES.

El consumo de gasolina totales puede modelarse como cualquier otro bien. El modelo especificado indica que la demanda de gasolinas es una función del gasto y de los precios relativos. La evidencia empírica sugiere que una

elasticidad ingreso positiva mayor que uno y una elasticidad precio negativa relativamente pequeña pero estadísticamente significativa, no obstante la exclusión de bienes sustitutos. Estos resultados confirman que movimientos en los precios relativos pueden ser compensados parcial o totalmente por los movimientos en el ingreso.

Las pruebas de exogeneidad débil indican que es posible considerar como variables exógenas al ingreso y a los precios relativos. Esto permite entonces realizar inferencias estadísticas válidas. Asimismo, el modelo econométrico final muestra una relativa estabilidad estructural que permiten realizar simulaciones y proyecciones de política. Sin embargo, el análisis de los coeficientes del mecanismo de corrección errores indica que existen algunos períodos en donde se rompe la estabilidad estructural de los coeficientes. Esto sugiere entonces la necesidad de utilizar métodos que incorporen coeficientes variables como mecanismos de ajuste tales como el filtro de Kalman.

El conjunto de estos resultados sugiere que es posible utilizar el precio relativo de las gasolinas como un instrumento de política económica para regular el consumo de este producto (Romero, 1993). El uso del precio debe sin embargo incorporar los efectos del ingreso y de posibles situaciones excepcionales que afecten la elasticidad precio. Asimismo, debe de considerarse la necesidad de elevar el grado de sustituibilidad entre el transporte público y el privado. Esto repercutirá en un aumento de la elasticidad precio favoreciendo el uso de los mecanismos de mercado como instrumento regulador.

REFERENCIAS.

- Alba, E. y R. Samaniego (1985), "Estimación de la demanda de gasolinas y diesel y el impacto de sus precios sobre los ingresos del sector público", Instituto Tecnológico Autónomo de México.
- Archando, R.S. y A. Fauz (1994), Estimating vehicle operating costs, Documento técnico, num. 234, Banco Mundial.
- Balgati, B.H. y J.M. Griffin (1983), "Gasoline Demand in the OECD. An Application of Pooling and Testing Procedures, *European Economic Review*, num. 22, pp. 117-137.
- Berkover, J. (1985), "New Car Sales and Used Car Stocks: A Model of the Automobile Market", *Rand Journal of Economics*, vol. 16, num. 2, pp. 195-214.
- Berndt, E.R. y G. Botero (1985), "Energy Demand in the Transportation Sector of Mexico", *Journal of Development Economics*, num. 17, pp. 219-238.
- Cuthbertson, K., S. Hall y M. Taylor, (1992), *Applied Econometric Techniques*, Wiley sons.
- Charemza, W.W. y D.F. Deadman (1992), *New Directions in Econometric Practice*, Edward Elgar Publishing.

- Davinson, J.E.H., Hendry, D., Srba, F. Y Yeo, S., (1978), "Econometric Modelling of the Aggregate Time-Series Relationship between Consumers' Expenditure and Income in the United Kingdom", *Economic Journal*, num. 88, December, pp. 661-692.
- Deaton, A. y J. Muellbauer , (1980), *Economics and Consumer Behavior*, Cambridge University Press, pp. 450.
- Dickey, D. y W.A. Fuller, , (1981), "Likelihood Ratio Statistics for Autoregressive Time Series With unit Root", *Econometrica*, vol. 49, no. 4, pp. 1057-1072.
- Engle, R.F. y C.W.J. Granger (1987), "Co-integration and Error Correction: Representation, Estimation and Testing", *Econometrica*, vol. 55, num. 2, pp. 251-276.
- Engle, R.F., D.F. Hendry y J.F. Richard (1983), "Exogeneity", *Econometrica*, vol. 51, num. 2, pp. 277-304.
- Ericsson, N.R. (1994), Testing Exogeneity: An Introduction, en N.R. Ericsson y JS. Irons (eds), *Testing Exogeneity*, Oxford University Press, pp. 3-38.
- Eskeland, G.S, (1993), "**A presumptive Pigouvian Tax on Gasoline: Analysis of an air pollution Control Program for Mexico City**", Washington: The World Bank.
- Eskeland, G.S, (1994), "A presumptive Pigouvian Tax : Complementing Regulation to Mimic an Emissions Fee", *The World Bank Economic Review*, Vol 4, No 3, pp. 373-394.
- Eskeland, G.S., T.N. Feyzioglu, (1994), "Is Demand for Pollution's Goods Manageable: An Econometric Study of Car Ownership and Use in Mexico", Documento de trabajo, Banco Mundial.
- Galindo, L.M. y Salinas (1996), "La demanda de gasolinas y los instrumentos económicos en México", próxima publicación en la Gaceta Ecológica del Intituto Nacional de Ecología (INE).
- Granger, C.W. (ed.) (1990), *Modelling economic series: readings in econometric methodology*, Oxford Press.
- Granger, C.W. y Newbold, P., (1974), "Spurious Regressions in Econometrics", *Journal of Econometrics*, vol. 2, pp. 11-120.

- Gunning, J.W., M. Osterrieth y J. Waelbroeck (1976), "The Price of Energy and Potential Growth of Development Countries", ***European Economic Review***, num. 7, pp. 35-62.
- Hendry, D.F. (1995), ***Dynamic Econometrics***, Oxford University Press, pp. 869.
- Johansen S. y K. Juselius (1992), "Testing Structural Hypothesis in a Multivariate Cointegration Analysis of the PPP and the UIP for UK", ***Journal of Econometrics***, 53, pp. 211-244.
- Johansen, S y K. Juselius (1990), "Maximum Likelihood Estimation and Inference on Cointegration with Application to the Demand for Money", ***Oxford Bulletin of Economics and Statistics***, 52, pp. 169-210.
- Johansen, S. (1992), "Testing Weak Exogeneity and the Order of Cointegration in U.K. Money Demand Data", ***Journal of Policy Modeling***, Junio, num. 14, vol. 3, pp. 313-334.
- Johansen, S., (1988), "Statistical Analysis of Cointegrating Vectors", ***Journal of Economic Dynamics and Control***, num. 12, pp. 231-254.
- Krupnick, A.J. (1991), Transportation and Air Pollution in Urban Areas of Developed and Developing Countries, Quality of the Environment Division, Resources for the Future.
- Lucas, R.E. (1976) "Econometric Policy Evaluation: A Critique", en Brunner y Meltzer (eds.), Carnegie-Rochester Conferences on Public Policy", vol. 1, series suplementarias en ***Journal of Monetary Economics***, North Holland, pp. 19-46.
- Oum, T.H., W.G: Waters y J.S. Yong (1990), "A Survey of Recent Estimates of Price Elasticity's of Demand for Transport", Documento de trabajo, num. 359, Banco Mundial.
- Romero, J. (1993), "Energía, emisiones y precios relativos", en Medio Ambiente: problemas y soluciones, Antonio Yunez-Naude, COLMEX, pp. 111-122.
- Ross, M. (1994), "Automobile Fuel Consumption and Emissions: Effects of Vehicle and Driving Characteristics", ***Review of Energy Environment***, num. 19, pp. 75-112.

- Sargent, T.J. (1981), "Interpreting Economic Time Series", ***Journal of Political Economy***, vol. 89, num. 21, pp. 213-248.
- Spanos, A. (1986), ***Statistical Foundations of Econometric Modeling***, Cambridge University Press, pp. 695.
- Varian, H.R., (1984), ***Microeconomics Analysis***, Norton International Student Edition, pp. 348.
- Wheaton, W.C. (1982), "The Long-Run Structure of Transportation and Gasoline Demand", ***Bell Journal of Economics***, vol. 13, num. 2, pp. 439-454.
- Winston, C. (1985), "Conceptual Developments in the Economics of Transportation: An Interpretative Survey", ***Journal of Economic Literature***, vol. XXIII, Marzo, pp. 57-94.
- Yee, J. (1991), "Effect of Consumption Standards on U.S. Gasoline Consumption", ***Journal of Policy Modeling***, 13(2), pp. 105-127.

APÉNDICE.

Cuadro 1a: Modelo de vectores autoregresivos

	gas_t	y_t	pr_t
gas_{t-1}	.26 (1.987)	.09 (.847)	-.237 (-.691)
gas_{t-2}	.27 (1.994)	-.10 (-.873)	-.15 (-.449)
gas_{t-3}	.18 (1.274)	.14 (1.195)	.09 (.251)
gas_{t-4}	-.16 (-1.126)	.02 (.150)	.30 (.817)
gas_{t-5}	.41 (3.004)	.42 (3.633)	-.01 (-.030)
gas_{t-6}	-.26 (-1.890)	-.20 (-1.721)	-0.20 (-.569)
y_{t-1}	.09 (.543)	.50 (3.637)	.15 (.362)
y_{t-2}	.08 (.453)	.17 (1.190)	.06 (.139)
y_{t-3}	-.07 (-.421)	-.04 (-.323)	-.08 (-.188)
y_{t-4}	.10 (.598)	-.15 (-1.054)	-.27 (-.630)
y_{t-5}	-.22 (.161)	-.08 (-.582)	.215 (.523)
y_{t-6}	.42 (2.918)	.11 (.900)	.27 (.729)
pr_{t-1}	-.04 (-.882)	-.07 (-1.906)	.72 (6.441)
pr_{t-2}	.003 (.059)	.035 (.760)	.025 (.179)
pr_{t-3}	-.030 (-.558)	.01 (.248)	.019 (.133)
pr_{t-4}	.029 (.541)	.008 (.171)	-.023 (-.164)
pr_{t-5}	-.015 (-.276)	-.02 (-.478)	.001 (.009)
pr_{t-6}	.024 (.558)	.0340 (.909)	.101 (.902)

El valor entre paréntesis representa el valor de la prueba estadística de t .

Cuadro 2a: Pruebas estadísticas del VAR.

Prueba estadística	gas_t	Y_t	pr_t
Autocorrelación			
LM (1 - 6) ; F(6, 72)	2.130 [0.060]	2.1856[0.054]	0.846[0.538]

Heterocedasticidad ARCH (6) F (6, 66)	1.06 [0.390]	2.693 [0.021] *	0.037 [0.999]
Normalidad JB , Chiý(2)	1.858 [0.394]	1.230 [0.540]	457.5 [0.000] **

Cuadro 3a: Matriz de correlación entre los valores actuales y estimados

gas _t	y _t	pr _t
0.94	0.93	0.84

Cuadro 4a: Raíces características del análisis de cointegración.

907.5
0.203
0.060
0.014

Cuadro 5a: Ponderación de las variables dentro del vector de cointegración (α_i)

gas _t	-0.348
Y _t	0.319
P ^f _t	-0.362

Cuadro 6a: Pruebas de diagnostico del modelo general final.

Modelación de gas_t utilizando MCO:

$$\begin{aligned} \Delta \text{gas}_t = & -0.43 \Delta \text{gas}_{t-1} - 0.03 \Delta \text{gas}_{t-2} - 0.02 \Delta \text{gas}_{t-3} - 0.22 \Delta \text{gas}_{t-4} \\ & (-1.73) \quad (-0.15) \quad (-0.13) \quad (-1.77) \\ + & 0.56 \Delta Y_t + 0.23 \Delta Y_{t-1} + 0.12 \Delta Y_{t-2} - 0.007 \Delta Y_{t-3} + 0.27 \Delta Y_{t-4} \\ & (4.26) \quad (1.53) \quad (0.75) \quad (-0.043) \quad (1.90) \\ - & .0005 \Delta \text{pr}_t - 0.005 \Delta \text{pr}_{t-1} - 0.03 \Delta \text{pr}_{t-2} - 0.052 \Delta \text{pr}_{t-3} - 0.014 \Delta \text{pr}_{t-4} \\ & (-0.006) \quad (-0.118) \quad (-0.64) \quad (-1.177) \quad (-0.32) \\ - & 0.32 \Delta \text{MCE}_{t-1} \\ & (-1.18) \end{aligned}$$

Periodo: 1988(1)-1994(12)

Método de estimación: MCO

MCE=mecanismo de corrección de errores.

R² = 0.5885 DW = 1.98.

Cuadro 7a: Pruebas estadísticas del modelo 1987(5) - 1995(6).

Prueba estadística	
Autocorrelación LM(6): F(5, 64)	= 2.19 [.065]

Normalidad JB , X2(2)	= 1.35 [.509]
Heterocedasticidad ARCH(6) F(30, 38)	= 0.65 [0.881]
Consistencia del modelo: 1995 (1) to 1995 (7) Chow F(7, 69)	= 0.73 [.642]

Notas:

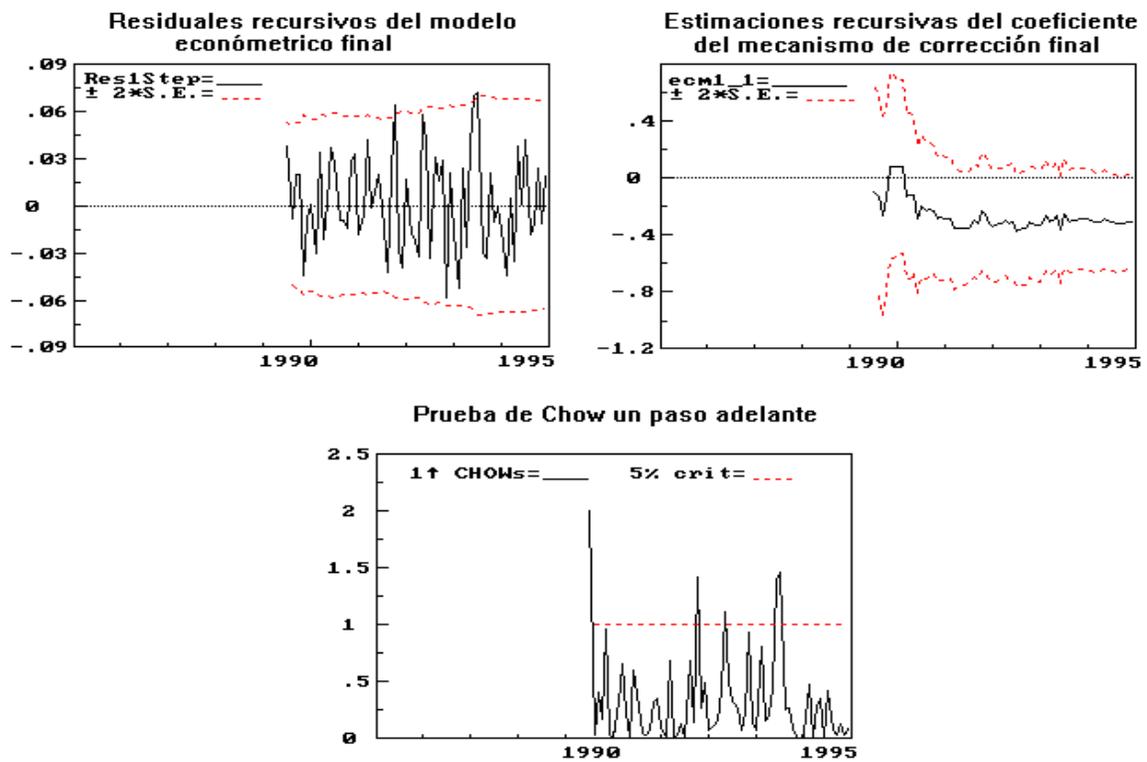
LM=Prueba del Multiplicador de Lagrange

JB=Prueba de Jarque-Bera

ARCH=Prueba de heteroscedasticidad autoregresiva

RESET=Prueba de forma funcional

Cuadro 8a : Estimaciones por Mínimos Cuadrados Recursivos.



**PROPUESTAS PARA ESTABLECER EL SISTEMA DEPÓSITO
REEMBOLSO EN RESIDUOS
CLASIFICADOS “DE MANEJO ESPECIAL”**

**Laura Saad
Enrique Salinas
Sergio Colín²⁹**

DIRECCIÓN DE ECONOMIA AMBIENTAL

DIRECCIÓN GENERAL DE REGULACION AMBIENTAL

INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGIA

Octubre 1996

²⁹Agradecemos los comentarios de Luis Miguel Galindo y Eduardo Vega. Desde luego la responsabilidad de los errores es exclusiva de los autores.

Introducción

Las actividades humanas, ya sea de producción o consumo, generan un conjunto de residuos. El monto de estos residuos se ha incrementado en correspondencia al crecimiento poblacional y económico hasta convertirse en un problema de salud pública y para los ecosistemas. Así, en México los residuos sólidos municipales se han estimado en 27.4 millones de toneladas y el volumen de residuos peligrosos de 7.7 millones de toneladas para 1994 (SEDESOL. INE. 1994).

En nuestro país, la gestión ambiental de los residuos sólidos municipales (RSM) comprende la recolección, el procesamiento y la disposición final. Desafortunadamente los RSM generalmente han sido destinados a tiraderos a cielo abierto lo que ha tenido repercusiones en el ambiente y en la salud debido a las emanaciones de gas, la generación de lixiviados y la proliferación de fauna nociva (SEDESOL. INE. 1994).

Debido a la alta toxicidad de los residuos peligrosos (RP) su transporte y manejo está regulado por leyes, normas y reglamentos; y la comercialización internacional se efectúa controladamente. En México existe una gran desproporción entre el volumen generado y la infraestructura para tratar los RP ya que se estima que sólo existe capacidad para tratar el 12% del total de los residuos (SEMARNAP. INE. 1996). De este modo, la gran mayoría de los residuos terminaba en el drenaje, basureros y finalmente se dispersan causando problemas ambientales y de salud.

Un objetivo de la política ambiental es disminuir la generación y fomentar la reutilización de ambos tipos de residuos, y aumentar las tasas de reciclaje de aquellos productos que ya han sido incorporados a la reutilización; esto es, la generación de residuos debe alcanzar un nivel compatible con la capacidad de los ecosistemas para asimilarlos. Esta meta puede apoyarse mediante la puesta en práctica de instrumentos económicos, la finalidad de este documento es proponer el sistema depósito reembolso para cinco tipos de productos. Esto permitirá además cumplir con los compromisos internacionales derivados de acuerdos internacionales como el ingreso de México a la OCDE, la firma del TLC y el Convenio de Basilea que hacen más extensa la obligación de cumplir con el manejo adecuado de los RP (SEDESOL. INE, 1994).

El objetivo de este trabajo es proponer el establecimiento del sistema depósito reembolso para productos de manejo especial. El trabajo se divide en tres partes. En la primera se expone la definición del sistema depósito reembolso y las pautas generales que debe seguir la implantación de él; en la segunda se propone llevar a cabo dicho instrumento para residuos de manejo especial: aceites lubricantes; llantas y; pilas y baterías. La última sección incluye algunas conclusiones y comentarios generales.

I. Marco teórico

I. 1. Concepto del sistema depósito reembolso

Diversos instrumentos pueden utilizarse para abatir la contaminación y dirigir la estructura de la producción y el consumo hacia la sustentabilidad. A nivel mundial los instrumentos económicos más utilizados para la gestión ambiental de residuos peligrosos, de difícil manejo y municipales son los cargos para desechos municipales, cargos a productos y sistemas de depósito reembolso, impuestos por disposición de residuos en rellenos sanitarios y por incineración (OECD, 1994).

El sistema depósito reembolso (SDR) es un cargo que se impone en el precio de productos potencialmente contaminantes. Cuando la contaminación es evitada o anulada al regresar los residuos de los productos o los productos mismos, se reembolsa el cargo. Así, el objetivo de este cargo es incentivar la reutilización o estimular el retorno de envases y productos para promover el reciclaje (OECD, 1992). Históricamente este tipo de sistemas han sido establecidos por las propias industrias debido, probablemente, a razones económicas y recientemente han sido también promovidos o impuestos por los gobiernos debido a cuestiones ambientales.

El SDR se usa preferentemente, en los países pertenecientes a la OCDE, para el retorno de envases o productos como lámparas de luz fluorescente, baterías para vehículos y empaques de detergente (OECD, 1994). En México este sistema ha funcionado en el pasado, en la devolución de envases de leche y de refrescos. Actualmente se emplea en el acopio de acumuladores para reciclar el plomo (INE. DGRA. DEA, 1996)

Las ventajas del establecimiento de un SDR son múltiples. Entre ellas pueden mencionarse las siguientes: promueve el reciclaje o reutilización, reduce el flujo de desechos, fomenta la disposición adecuada, permite al consumidor elegir entre devolver el residuo o “pagar” por no retornarlo (flexible), reduce los costos de fiscalización (vigilancia), es menos regresivo para los ingresos de los consumidores y las empresas pueden adoptarlo voluntariamente (SEDESOL. INE, 1994; Opschoor, 1989).

Las condiciones para la aplicación de este sistema son la existencia de mercados para los procesos de reciclaje o reutilización, los consumidores deben cooperar y el residuo o producto debe ser de fácil manejo. Algunas veces requiere modificar los sistemas de distribución y debe existir un equilibrio entre el precio del producto y el depósito.

Existe la preocupación de que el SDR pueda convertirse en una barrera no arancelaria al comercio internacional, pero parece que el efecto sobre el comercio está más relacionado con los requerimientos adicionales y costos de participar en el esquema, que con el depósito y reembolso en sí. Esto dependerá de la organización, economías de escala y estandarización que los participantes logren al establecer conjuntamente el esquema.

1.2. Pautas generales del sistema depósito reembolso.

El funcionamiento del SDR exige determinar los objetivos y alcances del mismo, la estructuración y organización administrativa, establecer convenios, especificar la logística necesaria, delimitar responsabilidades; definir los puntos de la ejecución, del periodo de transición y la información al público.

Los integrantes del sector productivo y de comercialización deberán establecer conjuntamente la organización, funcionamiento y economías de escala. También determinar el monto o la base del depósito, la manera en que será cobrado y el reembolso de éste.

Además los integrantes del sistema deberán considerar: la estructura industrial y diferenciación del producto y el comercio internacional; existencia de un mercado, informal o formal para la recuperación de materiales; la disponibilidad de tecnología o industrias de reciclaje; si se incluyen o no los gastos necesarios para promover la

conciencia y educación sobre el ambiente; la formación o no de un fideicomiso; la investigación, desarrollo y aplicación de tecnologías limpias y en general la situación económica, política, legal e institucional del país.

2. Propuestas para establecer el sistema depósito reembolso en residuos clasificados “de manejo especial”

Existen residuos que debido a sus características químicas y físicas o a la cantidad en que se generan tienen que ser objeto de una gestión ambiental. Esos residuos clasificados como “de manejo especial” representan un problema complejo para su disposición, lo que puede lograrse mediante la instauración del sistema depósito reembolso.

Los aceites lubricantes usados, las llantas de desecho, la pilas y baterías de consumo familiar y las usadas en teléfonos celulares, y los acumuladores agotados son productos (residuos) de manejo especial³⁰; además el volumen en que son consumidos y posteriormente desechados constituye un problema en sí mismo (cuadro 1). Por otra parte, la tendencia hacia un desarrollo sustentable exige el reciclaje y la reutilización como un medio para ahorrar o preservar los recursos y limitar la generación de residuos y desechos.

Cuadro 1. Cantidad generada y componentes tóxicos de productos de manejo especial en México

Producto	Generación	Componentes tóxicos
Aceites lubricantes	345 a 449 Millones de litros.	As, Cr (VL), Cd, Pb, C ₆ H ₆ , C ₂ HCl ₃ , C ₂ Cl ₄ , Hg, Ni,
Llantas	17.7 millones de unidades	Emisiones por fuego incluyen: SO ₂ , NO ₂ , CO, C ₆ H ₆ ; furanos y dioxinas. Ámbito propicio para fauna nociva.
Acumuladores	8.06 millones de unidades	PbO ₂ , Pb, 2H ₂ SO ₄
Pilas/ Baterías	550.03 millones de piezas	0.025% Hg en pilas alcalinas, HgO, Zn Cb, Ag ₂ O, MnO ₂ , Carbón, Plástico, Acero, Cd,.

³⁰ Residuo especial es aquel que por su volumen, cantidad, condiciones o estado requiere de un manejo especializado. Su no peligrosidad deberá ser demostrada y precisada. La nueva clasificación no ha sido publicada en el D.O.F., por lo que el anterior listado de residuos peligrosos sigue vigente.

Baterías para teléfonos celulares	0.64 a 0.97 millones de piezas	Ni-Cd, NiHM, Li
--------------------------------------	-----------------------------------	-----------------

Fuente: INE. DGRA. DEA. Documentos de trabajo. 1995 y 1996.

2.1. Aplicación del SDR para lubricantes usados

Los lubricantes usados ocupan el segundo lugar en generación con 13% dentro del total de RP en México (INE SEDESOL, 1993). Dado su estado líquido no es posible utilizar el sistema de distribución del aceite nuevo para recolectarlo, debe crearse un sistema alternativo que capte el residuo disperso y logre flujos constantes, esto creará economías de escala en su recolección y reciclado. Por ello se considera necesario instaurar un esquema de depósito reembolso.

Para determinar el monto adecuado del depósito se ha considerado: el consumo de aceite nuevo, la generación de lubricantes usados, el precio de manejo por litro en que incurren empresas que participan en esa actividad, el precio del producto y que, implícitamente, hay un remanente determinado por el coeficiente de generación.

- 1) Se supone que el consumo de lubricante es de 690 millones de litros (SEMIP 1994).
- 2) La generación de aceites usados se estima de acuerdo a un coeficiente promedio por litro de aceite nuevo consumido. En México se calcula entre un 50% y un 65% del aceite lubricante consumido (CENAPRED/1995; SEMIP/1994; ICF Káiser, 1994).
- 3) El precio de las empresas que manejan el residuo se puede calcular de dos formas:
 - ◊ Directa, a través de la estructura de costos. De acuerdo a los datos proporcionados por empresas el precio está en un rango de N\$0.183 a N\$0.307.
 - ◊ Indirecta. Como un bien sustituto, se calcula el precio que puede tener el lubricante usado si se utiliza como combustible alternativo. El lubricante usado tiene una capacidad de generar 9,090 Kcal/Kg. contra 9,327 Kcal/Kg. de combustóleo, por lo que la sustitución puede ser hasta de 97.45% (CEMEX, 1995). El combustóleo tiene un precio medio de 37 centavos por litro (1995), se puede inferir que éste debe ser el valor potencial de los aceites usados.

Así el precio de manejo debería estar en un rango de N\$ 0.183 a N\$ 0.307, que incluye el margen de ganancia, y el valor como bien sustituto es de N\$0.368

4) El precio promedio del aceite nuevo al consumidor es N\$14 correspondiente a diferentes marcas y presentaciones para junio y agosto de 1995.

5) El costo de operación del fideicomiso se podría cubrir del saldo que quede en el banco por los depósitos no reembolsados y por los intereses generados por el depósito inicial. Es necesario señalar que la estimación no consideró el costo del fideicomiso.

Las estimaciones de acuerdo a los datos y supuestos anteriores se aprecian en el cuadro 2. Podemos observar algunos aspectos interesantes:

1. El monto del depósito y del reembolso está en función del coeficiente de generación considerado como exógeno, y por tanto determinado por la tecnología.
2. El depósito, en ambos factores de generación señalados, representa el 1.3 % y 4.9% respectivamente (casos extremos), sobre el precio final de venta.
3. Se puede fijar como depósito el 4.9% del precio de venta al consumidor.

Cuadro 2. Cálculos del depósito para lubricantes . Precios de 1995.

Cantidad generada (millones de litros)	Costo de recolección (N\$/l)	Monto necesario por litro de residuo (N\$/l)	Monto que maneja el fideicomiso (N\$ millones)	Reembolso (N\$ millones)	Cantidad disponible para manejo	Depósito por litro de lubricante nuevo (N\$/l)	Reembolso por litro de lubricante nuevo (N\$/l)	Monto para manejo por litro de lubricante nuevo (N\$/l)
A	B	C=(B/1-COEF.)	D=(A*C)	E=(D*COEF.)	F=(D*[1-COEF.])	G=(D/690)	H=(E/690)	I=(F/690)
345	0.183	0.366	126.3	63.14	63.14	0.183	0.092	0.092
345	0.307	0.614	211.8	105.9	105.9	0.307	0.154	0.154
448.5	0.183	0.523	234.5	152.4	82.1	0.340	0.221	0.119
448.5	0.307	0.877	393.4	25.7	137.7	0.570	0.371	0.200
345	0.368	0.736	253.9	126.9	126.9	0.368	0.184	0.184
448.5	0.368	1.051	471.3	306.5	165.0	0.683	0.444	0.239

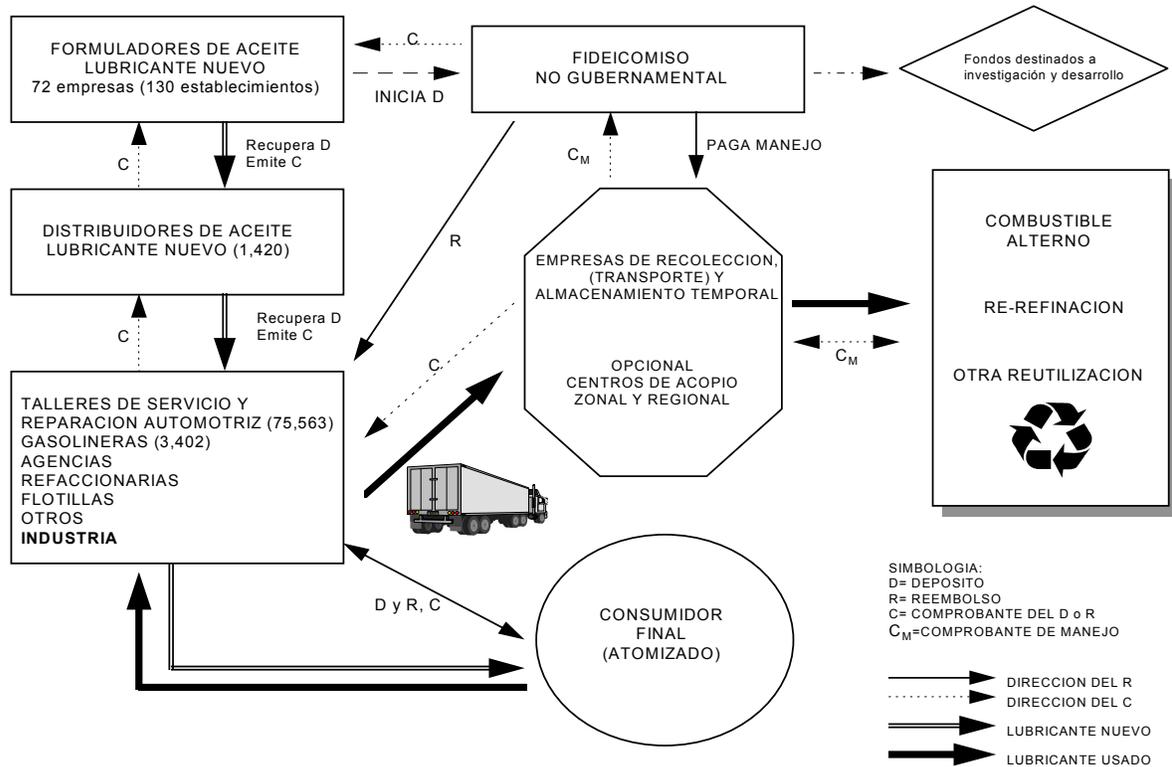
Nota: C=B+G

Cantidad generada = Consumo por coeficiente de generación: 345=690x0.5 y 448.5=690x0.65
El funcionamiento inicia con los depósitos de los formuladores de lubricante al fideicomiso. Estos recuperan el dinero en la cadena de comercialización al solicitar los respectivos depósitos según las cantidades que venda a cada distribuidor. A su vez,

estos últimos trasladan el depósito a los grandes y pequeños consumidores quienes tendrán el lubricante nuevo y el comprobante del depósito.

El consumidor al efectuar nuevas compras de lubricante devolverá el residuo. Sin embargo como estos residuos sólo representan una fracción del total utilizado, entonces sólo le reembolsarán los volúmenes devueltos y aportará más depósitos por la diferencia resultante.

Figura 1 . Esquema de aplicación del SDR para lubricantes usados



Las empresas autorizadas a recolectar el residuo en las industrias, talleres, agencias y demás sitios, darán comprobantes por: 1) la cantidad de residuo que transportan y, 2) un comprobante del reembolso monetario que se hará efectivo en el banco del fideicomiso. Las empresas recolectoras y los centros de acopio entregarán el residuo a los reutilizadores autorizados y ambas partes intercambiarán comprobantes de manejo. Esta entrega no es en las instalaciones de los reutilizadores, a menos que cubran los costos que ello implica. El funcionamiento del SDR anteriormente descrito se ilustra en la figura 1.

2.2. SDR para la gestión ambiental de llantas de desecho

En su gran mayoría las llantas de desecho se han usado y dispuesto inadecuadamente, por ejemplo como combustible en hornos sin control de emisiones. Las llantas al tener una disposición final inadecuada son potenciales contaminantes del aire, suelo y paisaje y pueden crear focos de infección.

Las principales alternativas para la reducción de llantas de desecho son: a) la reducción en la fuente mediante el diseño de llantas de más larga vida, la rotación y la revitalización llantas usadas y, b) la reutilización. Los procesos de reutilización más conocidos hasta ahora son: incineración bajo condiciones controladas, uso como combustible alternativo o para generar energía, pirólisis, criogénesis, devulcanizado y desmenuzado, entre otros. Las llantas de desecho también pueden reutilizarse enteras (arrecifes y barreras), en tiras (tapetes, cinturones, suelas), desmenuzadas y como hule granulado sintético (aditivo para pavimento de asfalto).

La recolección y reutilización de llantas de desecho puede fomentarse mediante un cargo, impuesto o depósito reembolso. Este sistema se ha utilizado en países en desarrollo, principalmente en Estados Unidos (Scrap Tire News, 1991). Se propone el SDR para promover la recolección y reutilización de llantas en México, que debe seguir las pautas generales y las siguientes:

- ◆ El depósito se fija por tipo de neumático ya sea para auto, camioneta o camión.
- ◆ Establecer si el sistema al iniciar considera o no a las llantas en circulación y a las llantas desechadas acumuladas en tiraderos.
- ◆ El monto del depósito podrá establecerse en función de los siguientes aspectos: poder calorífico³¹; precio de llantas, nuevas y usadas, nacionales o extranjeras; precio al que compran las personas que utilizan la llanta de desecho como fuente de calor (por ejemplo ladrilleras); mantener en términos reales el monto y el precio para transportar el desecho a sitios estratégicos; y, en caso de instaurarse, de los costos de los sitios o centros de acopio.³²

El esquema funcionaría de la siguiente manera:

³¹ Debido a sus características químicas y físicas las llantas pueden generar gran cantidad de calor durante su combustión, esta generación de calor puede ser el valor mínimo que tendría una llanta de desecho en la recuperación térmica bajo control. Como no existe un precio en el mercado, su cálculo puede hacerse de manera indirecta a través del precio de un combustible.

³² Tomando en consideración estos aspectos el depósito se estimó, con datos de 1995, en N\$7.28 mínimo para llanta de automóvil.

Llantas para equipo original: los compradores de vehículos nuevos pagarán depósito por las llantas, las agencias automotrices pasarán estos depósitos a la industria automotriz, quien puede: a) entregar directamente los depósitos a los fabricantes de llantas o, en su caso; b) depositar el dinero con el fiduciario (banco) que maneje el fideicomiso y entregar comprobantes a la industria llantera (figura 2).

El reembolso se llevará a cabo cuando el propietario del vehículo reemplace las llantas.

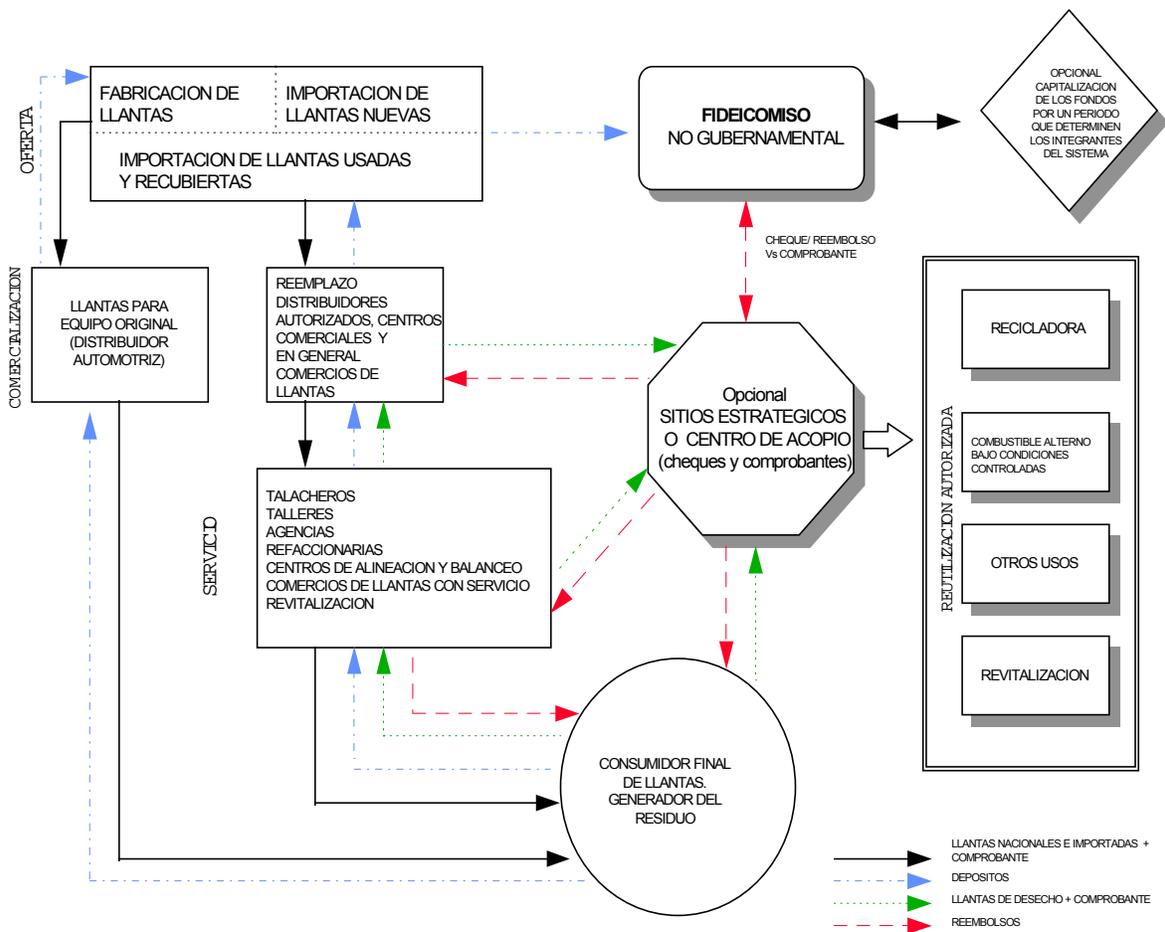
Llantas para reemplazo. Se pueden distinguir dos tiempos:

Tiempo 1. Los consumidores pagarán por primera vez el depósito al comprar llantas con los distribuidores autorizados , centros comerciales departamentales o en cualquier comercio al por menor de llantas. Se les dará el comprobante por el respectivo depósito detallando el número y tipo de llantas.

Tiempo 2. Una vez que el consumidor decida reemplazar las llantas compradas por primera vez con depósito, ocurrirá lo siguiente:

2.1. Si donde se efectúa la compra hay servicio, dejará las llantas de desecho o usadas, como debe recobrar el reembolso inicial pero pagar el depósito por el reemplazo actual, el primero se le tomará a cuenta del segundo y entregará los comprobantes anteriores para el descuento de los nuevos.

Figura 2. SDR para llantas de desecho



2.2. Si el consumidor cambia las llantas en su domicilio, tendrá la opción de ir al sitio autorizado o centro de acopio a recuperar su reembolso. Si lo realiza en un taller o vulcanizadora, tendrá la opción de dejar sus llantas usadas o de desecho y hacer efectivo el reembolso inicial. Estos establecimientos tomarán los comprobantes y los harán efectivos contra la entrega de llantas de desecho en el sitio de acopio. Se crearán posiblemente mercados paralelos ya que vulcanizadoras y pequeños talleres recibirán las llantas desechadas pero darán una cantidad menor de dinero que el depósito cubierto originalmente por el consumidor.

En el caso de incluir los neumáticos en circulación, el consumidor final al comprar llantas pagará el depósito pero como entregará las llantas que tenía en circulación recuperará su depósito inmediatamente. Esto implica que no habrá capitalización de los recursos ni financiamiento para los centros de acopio. Sin embargo, se cumpliría con la meta de recolectar los residuos; los reutilizadores podrían entonces hacerse

responsables del residuo a partir de ese momento. Posiblemente el esquema llegue a funcionar con eficiencia en las zonas urbanas debido a la concentración.³³

Los agentes económicos que intervendrían en el esquema de depósito reembolso, son: los seis fabricantes de llantas en México; los revitalizadores con 117 unidades económicas (INEGI, 1993); las empresas o personas que importen llantas legalmente; los distribuidores autorizados y establecimientos que comercializan llantas; los servicios de reparación menor, con 16,491 establecimientos (INEGI, 1993); y los reutilizadores.

2.3. SDR para la gestión ambiental de baterías y pilas

2.3.1. Programa de reciclaje de acumuladores con reembolso

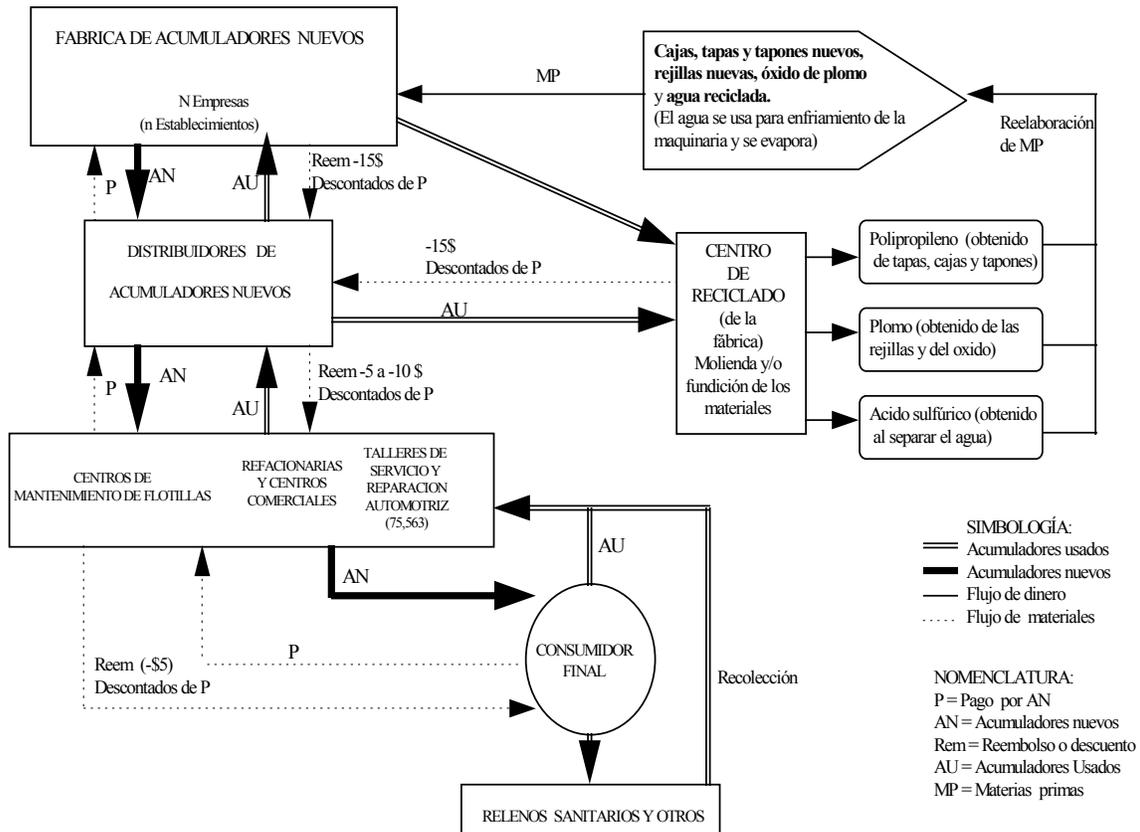
En México existe la infraestructura para el reciclaje de acumuladores usados de plomo, llevada a cabo por una sola empresa. Esta descuenta N\$15 a los distribuidores o mayoristas en la compra de baterías nuevas cuando le entregan baterías usadas, esto es, tiene una “estrategia de reembolso” para asegurar el flujo de acumuladores usados para reciclar los componentes y utilizarlos en la fabricación de nuevos productos.

La estrategia de recuperación inicia en los talleres, agencias de autoservicio y centros de mantenimiento de flotillas; además existen pequeños establecimientos de compra-venta que funcionan como recolectores de los acumuladores usados, que están dispersos. En estos lugares se compran los acumuladores usados en \$5 pesos (promedio) a los consumidores.

Con el mismo transporte que utilizan para distribuir los acumuladores nuevos se recogen y transportan al centro de reciclado o a la fábrica. En ésta se reembolsan \$15 pesos en la compra de cada acumulador nuevo, y sucede lo mismo en el centro de reciclaje al entregar el acumulador usado (figura3).

Figura 3. Diagrama del reembolso y reciclaje de acumuladores que efectúa una empresa mexicana.

³³ Los municipios, como medida que coadyuve a la reducción del manejo de residuos sólidos municipales, podrían facilitar temporalmente terrenos o bodegas para el acopio.



Recientemente ha habido ventas de acumuladores de importación en grandes almacenes en donde no existe el reembolso. Esta estrategia de venta también ha existido en centros comerciales de autoservicio en la venta de acumuladores de producción nacional. Estas empresas deben ser incorporadas al sistema ya existente o a otro esquema de depósito reembolso.

2.3.2. SDR para pilas y baterías de consumo doméstico (familiar)

La existencia de varias marcas, presentaciones, componentes y origen de fabricación de las pilas y baterías eléctricas hace compleja la puesta en operación de esquemas de recuperación de estos desechos. Por ejemplo, existen las de carbón-zinc, alcalinas y níquel- cadmio, con precios crecientes en el mismo orden; con diferentes presentaciones y de fabricación nacional o extranjera. A esto se suma el hecho de que en México no existe el reciclaje de este tipo de pilas y baterías.

Una solución es la aplicación del SDR, para todo tipo de pilas y baterías que sean comercializadas en el mercado, estableciéndose como un porcentaje del precio final al consumidor. El depósito podría representar el precio que puede adquirir el residuo si no es devuelto.

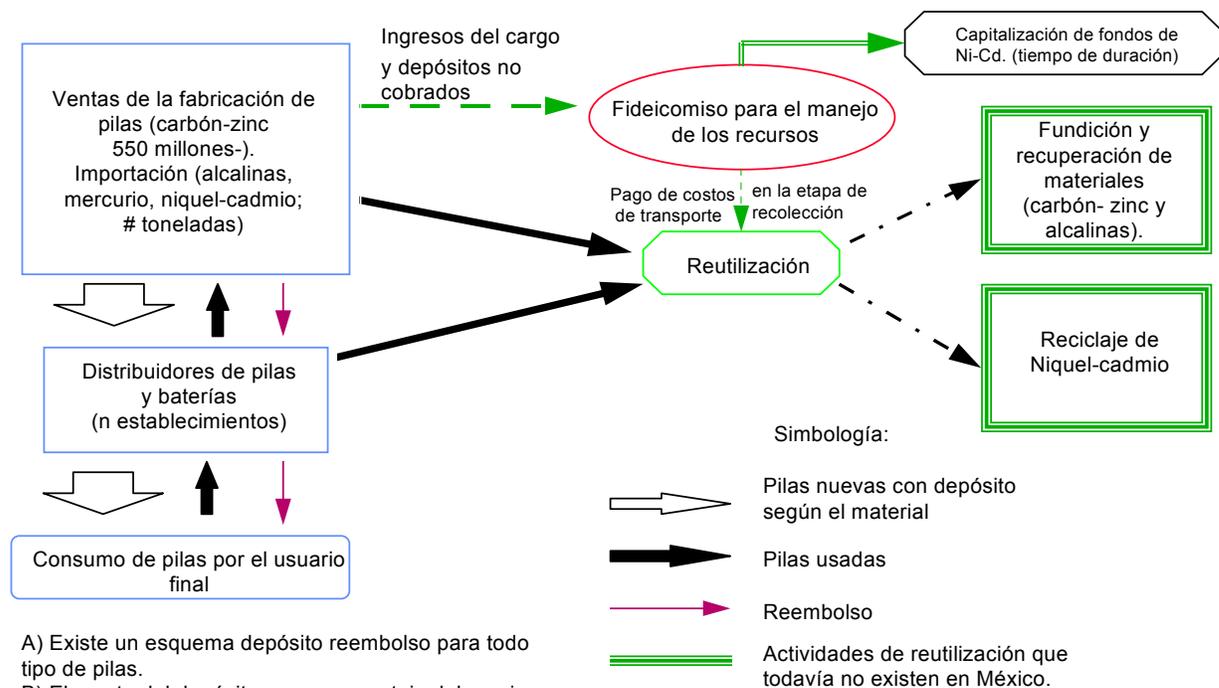
El monto del depósito puede ser menor para las pilas carbón zinc, aumentar para las alcalinas y ser mayor para las pilas y baterías de Ni-Cd, debido al precio de cada una de las mismas. Además es congruente con las metas ambientales, las de mayor toxicidad pagan más depósito que otras otra de similar volumen, en el caso de las pilas Ni-Cd las hará más atractivo de retornar o recolectar. En base a este criterio, se propone un SDR de 7.5% del precio final para baterías de Ni-Cd, alcalinas 6% y para las de carbón-zinc 5%. Algunas estimaciones de esta alternativa están mostradas en el cuadro 3.

**Cuadro 3. Estimación del depósito en función del precio de pilas.
Junio de 1996. Datos para el D.F.**

Tamaño	Tipo	Precio Unitario	Depósito por pieza	Precio final	Depósito por dos piezas	Depósito por 4 piezas
AAA	Alcalinas*	5.91	0.35	6.26	0.71	1.42
AAA	Ni-Cd	22.10	1.66	23.76	3.32	6.63
AA	Carbón -zinc	2.12	0.11	2.23	0.21	0.42
AA	Alcalinas*	3.81	0.23	4.04	0.46	0.91
AA	Ni-Cd	19.25	1.44	20.69	2.89	5.77
C	Carbón -zinc	3.75	0.19	3.94	0.38	0.75
C	Alcalinas*	7.93	1.48	8.41	0.95	1.90
C	Ni-Cd	27.6	2.07	29.67	4.14	8.28
D	Carbón -zinc	3.75	0.19	3.94	0.38	0.75
D	Ni-Cd	27.6	0.55	9.66	1.09	2.19
D	Alcalinas*	9.11	2.07	29.67	4.14	8.28
9V	Alcalinas*	17.91	1.07	18.98	2.15	4.30
9V	Ni-Cd	81.8	6.13	87.94	12.27	24.54

Fuente: Elaborado por la Dirección de Economía Ambiental, DGRA, INE con datos de comercios que venden pilas.
Nota: * Precio promedio

**Figura 4.
Sistema depósito reembolso para pilas y baterías de consumo doméstico (familiar)**



A) Existe un esquema depósito reembolso para todo tipo de pilas.

B) El monto del depósito es un porcentaje del precio de las pilas, pero es diferenciado de acuerdo al material de composición de la pila.

- Pilas de carbón- zinc (D1)
- Pilas alcalinas (D2)
- Pilas de níquel- cadmio (D3)

Donde: (D1) < (D2) < (D3)

La reciente experiencia internacional, para el caso de manejo de las pilas y baterías, muestra que el instrumento económico más utilizado es el cargo (Ménard, 1991). Este tiene como objetivo generar ingresos para financiar algunas partes de su manejo

(RBRC 1996 y OECD 1994). Los fondos recabados son destinados principalmente para cubrir los costos de colección y envío hasta los destinos donde serán dispuestas. Este tipo de estrategia ha sido aplicada actualmente para apoyar el reciclaje de pilas de Ni-Cd.

2.3.3 SDR para baterías usadas en radiotelefonía móvil con tecnología celular

En México existen dos bandas por las cuales se transmiten las señales de radiotelefonía celular. El grupo A opera en frecuencias de 825 -835 y de 870-880 MHz en dos sentidos y el grupo B trabaja en 835 -845 y de 880-890 Mhz. El país está dividido en nueve regiones para ambas bandas. En 1995, había 647 mil usuarios, 278 mil en la banda A y 369 mil usuarios en la banda B, con servicio en 92 y 134 ciudades respectivamente.

Los teléfonos celulares usan baterías recargables de níquel cadmio (Ni-Cd), cuya duración depende del cuidado del usuario, entre 8-12 meses debido al inadecuado uso en relación “al efecto de memoria”, mientras que las empresas fabricantes señalan una vida de 14 a 18 meses bajo un uso apropiado. Otros tipos de baterías de reciente introducción en el mercado son níquel hidruro de metal (NMH) y litio, éstas dos últimas han superado tecnológicamente el efecto memoria y tienen un precio mayor. Debido a la alta toxicidad de las baterías recargables de Ni-Cd es peligroso enviarlas a los tiraderos municipales y deben por tanto reciclarse. El reciclaje es rentable ya que la proporción de Ni a Cd es 3:1, el proceso se efectúa en EUA y en algunos países europeos (Shapek, 1995).

Por tal motivo se propone el SDR, el depósito sería pagado por las empresas que prestan el servicio y sus distribuidores después de la importación, transferido al precio al consumidor, el cual deberá ser anotado en un comprobante correspondiente y reembolsado al entregar la batería usada. Si la persona compra de nuevo una batería entonces el mismo reembolso sirve de depósito. Podría cambiarse el monto del depósito, a lo largo del tiempo, para mantenerlo en términos reales.

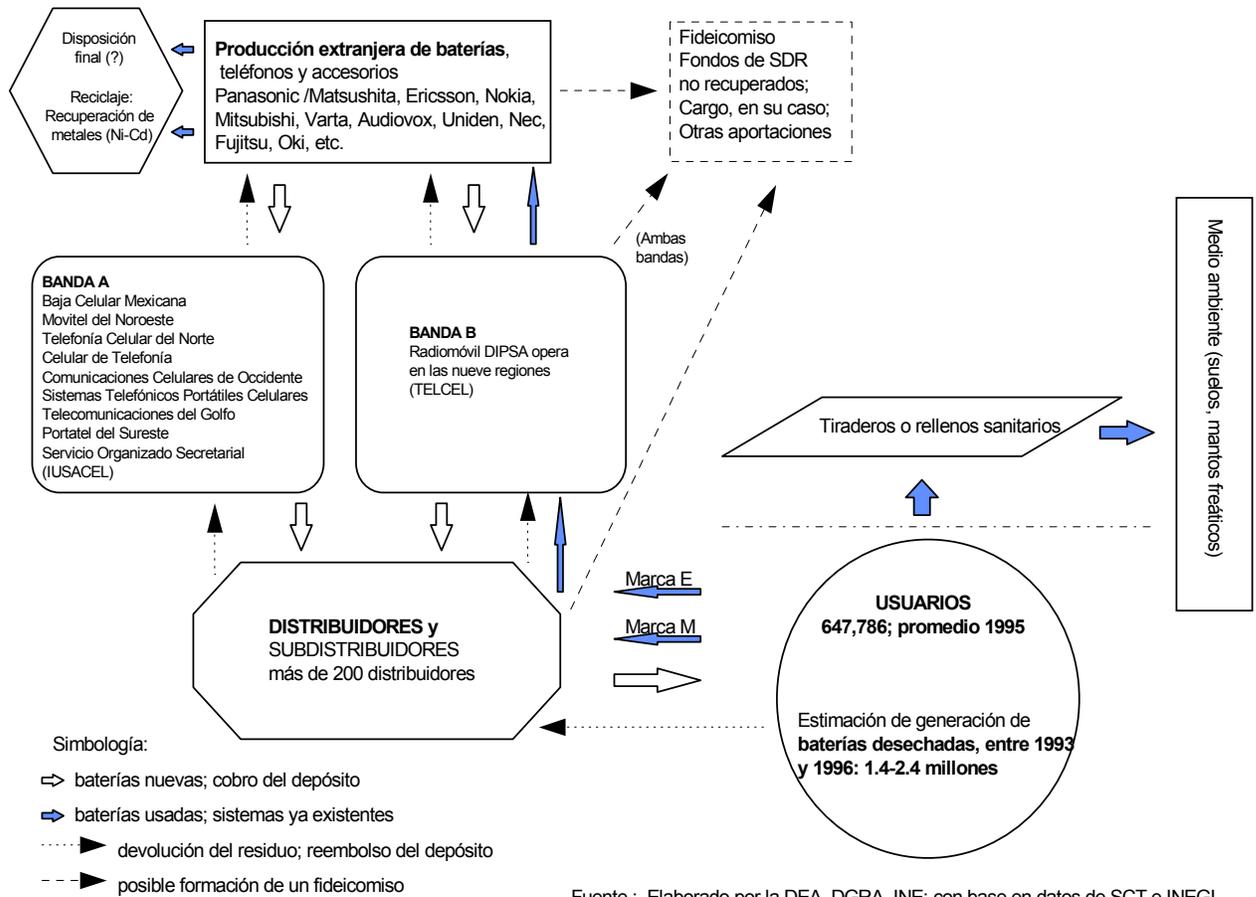
Los precios de las baterías oscilan desde \$222.5 a \$1228 incluyendo el impuesto, promediando \$479 pesos. Los precios más elevados son para aquellas baterías elaboradas con tecnologías más avanzadas y aparentemente menos dañinas al ambiente, esto es, manufacturadas con NHM o litio, si bien la primera contiene todavía

níquel su contenido es menor . Los precios de baterías de NHM oscilan entre 600 a 800 pesos mientras que una pila de litio cuesta \$1,200 (julio 1996). Este precio mayor se ve compensado por una duración mayor (36 horas) y no es tan tóxica como las baterías que contienen Ni.

Atendiendo exclusivamente al precio del producto para estimar el monto del depósito se observa que éste puede ser aproximadamente de 5% sobre el precio. Esto da un rango de \$11.13 a \$61.41 y de promedio simple \$23.94. Los depósitos más aceptados por el público serían \$11.13 y \$23.94. Por otra parte las baterías más caras son aquellas menos agresivas con el ambiente y deben por tanto tener un depósito menor que el de los productos que causan mayor contaminación. Así, el depósito de \$61.41 debe descartarse.

Este esquema estimula el acopio del residuo pero no permite configurar fondos para reciclaje, investigación y educación al consumidor. Como las empresas que manufacturan estas baterías son multinacionales, habría que realizar acuerdos con ellas para definir cuáles serían los mecanismos para recolección de las baterías usadas y qué tecnología para reciclaje y disposición final tienen disponible en otros países y cuáles podrían operar en nuestro país, ya que algunos distribuidores de telefonía celular recolectan las baterías al momento de la venta y las envían a EUA para reciclar.

Figura 5. Diagrama de la propuesta del SDR para radiotelefonía con tecnología celular



Fuente : Elaborado por la DEA, DGRA, INE; con base en datos de SCT e INEGI.

La figura 5 muestra los principales flujos del mercado, cómo están conformadas las bandas y el cuadro 4 señala la estimación de la generación de baterías desechadas en un lapso de 3 años.

Cuadro 4. Estimación de baterías usadas en teléfonos celulares

Periodo	Usuarios y nuevos clientes	Duración 12 meses		Duración 8 meses	
		Reemplazos de batería	Baterías usadas	Reemplazos de batería	Baterías usadas
ene-93 a ene-96	386,488	3	1,159,464	4.5	1,739,196
ene-94 a ene-96	179,020	2	358,040	3	537,060
ene-95 a ene-96	82,278	1	82,278	1.5	123,417
Suma			1,599,782		2,399,673

Fuente : Elaborado por la DEA, DGRA, INE con base en datos de INEGI.

Conclusiones

La gran mayoría de los residuos se disponen de manera incorrecta, generando externalidades negativas al medio ambiente y a la salud. Con objeto de solucionar

esta situación se requiere de impulsar políticas ambientales que permitan el manejo adecuado de los residuos y que además sean acordes con los compromisos derivados de acuerdos internacionales

Este trabajo indica que es factible el uso de los instrumentos económicos para la gestión ambiental de residuos de manejo especial: lubricantes usados, llantas de desecho, pilas de consumo doméstico, y baterías de uso automotriz y para telefonía celular.

A partir del diseño de esta propuesta, de los datos y supuestos podemos observar algunos aspectos interesantes: a) Se necesita conocer el ciclo de vida del producto enfocándolo a aspectos económicos, de comercialización y de manejo del residuo, esto permite identificar a los agentes involucrados; b) el cálculo de los montos para el depósito reembolso se da en función de distintos factores, como la cantidad generada del residuo en combinación con los recursos necesarios para manejarlos; o bien por medio indirecto al equiparar su valor al de un bien sustituto, c) cada sistema planteado para los productos difiere de acuerdo a la cantidad de agentes económicos involucrados tanto en su producción, comercialización y su consumo, en la atomización de sus desechos, en la existencia de actividades de reutilización y reciclaje, y en el costo del manejo. Estas características condicionan el funcionamiento de actividades rentables para el manejo adecuado de los residuos.

Bajo este esquema, los montos calculados para el depósito son de 19 a 63 centavos por litro de aceite lubricante nuevo, de 7.28 pesos para llantas de automóvil, del 5% al 7.5% del precio final de venta de las pilas de uso doméstico y del 5% para las baterías para tecnología celular. El reembolso existente para acumuladores automotrices es de \$15.

Estas cifras podrían funcionar como los precios que tomarían los residuos dentro del mercado, posibilitando la creación de demanda y de esta manera las actividades de manejo que se dediquen a esta labor se podrían incorporar a un giro comercial o de servicios. De esta forma, la gestión y manejo ambiental de los residuos se dará como una actividad mercantil donde el sistema depósito reembolso asegura una cantidad de residuos, creando economías de escala en su recolección, transporte y reutilización o reciclaje.

Un aspecto sobresaliente en los casos propuestos, es que el depósito apoya o permite financiar la etapa de recolección y transporte del residuo o producto. La dispersión de los residuos, vinculada al consumo, es uno de los principales problemas a resolver tanto en el aspecto económico como ambiental.

El éxito de estos esquemas requiere de la participación de los diferentes agentes económicos en la esfera del ciclo de vida: productores, importadores, distribuidores, consumidores y los diferentes niveles de gobierno. La responsabilidad con que cada uno de ellos asuma su papel es vital para alcanzar el objetivo y debe de mantenerse para que las señales enviadas sean permanentes, lo que generará conciencia en la población y dará confianza a las inversiones para la reutilización y reciclaje.

Bibliografía

- Balbóa, Rubén; Fernández, Georgina y Meza, Lourdes, 1995. Estudio sobre la problemática del manejo de los aceites usados generados por diferentes medios de transporte en México. Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED), México.
- CEMEX, 1995. Dirección de Energía.
- ICF Káiser Servicios Ambientales, 1994. "Anteproyecto de NOM para el Manejo de los Aceites Lubricantes Usados".
- INE. Residuos Peligrosos en el Mundo y en México. 1993.
- INEGI. 1993. X Censo Comercial y de Servicios. Resultados Definitivos. Censos Económicos 1989.
- INEGI. 1995. XIV Censo Industrial. Censos Económicos 1994. Aguascalientes.
- INEGI. Censos Económicos 1994. Resultados Oportunos. Tabulados Básicos. Aguascalientes, Ags. 1994.
- INEGI. XI. Censo Comercial. Aguascalientes, Ags. 1995.
- Ménard, Martine y Christian Chevalier ,1991. "Used Batteries and the Environment: A Study on Feasibility on Their Recovery". *Environment Protection Series*, Canada, May 1991.
- OECD. 1992. Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries. Paris.
- OECD. 1994. "Managing the Environment: the role of economic instruments." Paris.
- Opschoor, J.B. 1989. Economic Instruments for Environmental Protection. OCDE.
- Panayotou, Theodore. 1994. Economic Instruments for Environmental Management and Sustainable development. (Draft). International Environment Program. Harvard. Institute for International Development. Harvard University.
- Scrap Tire News, 1991. Vol. 5, No. 1, January 1991.
- SEDESOL. INE. 1994. "Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente 1993-94."
- SEDESOL.INE, 1993. Residuos Peligrosos en el Mundo y México.
- SEMARNAP. INE. 1996. "Programa de Medio Ambiente 1995-2000."
- SEMARNAP. INE. 1996. "Programa para el manejo integral y aprovechamiento de los residuos industriales en la región central de México, 1996-2000."

- SEMARNAP. INE. DGRA. DEA. 1995. "Instrumentos económicos para el manejo ambiental adecuado de aceites lubricantes usados, Propuesta". Documento de trabajo. Mimeo.
- SEMARNAP. INE. DGRA. DEA. 1996. Propuesta de instrumentos económicos para la gestión ambiental de pilas y baterías. Documento de trabajo. Mimeo.
- SEMARNAP. INE. DGRA. DEA. 1996. Propuesta para aplicar el sistema depósito reembolso para el manejo controlado de llantas usadas o de desecho. Documento de trabajo. Mimeo.
- SEMIP, 1994. La industria de los Lubricantes en México. Comisión Nacional de Petróleo, Gas y Petroquímica. Secretaría de Energía Minas e Industrias Paraestatales.
- Shapek, Raymond A., 1995 . "Local Government Household Battery Collection Programs: Costs and Benefits", ***Resources, Conservation and Recycling***, No. 15, (1995) I - 19.

UTILIZACIÓN DE PERMISOS DE CIRCULACIÓN NEGOCIABLES, PARA LOGRAR LA SOSTENIBILIDAD DE LAS GRANDES CIUDADES DEL MUNDO

DISEÑO DE POLÍTICAS Y CONDICIONES DE EFICIENCIA PARA CONTROLAR LAS EMISIONES DE VEHÍCULOS, LA CONGESTIÓN Y LA DESCENTRALIZACIÓN URBANA, APLICABLES A LA CIUDAD DE MÉXICO

Por HAYNES C. GODDARD,
Profesor titular de la Cátedra PEMEX de Economía,
Instituto Tecnológico Autónomo de México/Universidad de Cincinnati

Febrero de 1996

Este trabajo se llevó a cabo gracias al apoyo financiero de la Cátedra Pemex de Economía en el ITAM, establecida mediante un apoyo que concedió Petróleos Mexicanos.

Resumen

Muchas de las ciudades grandes en el mundo tienen graves problemas de ozono a nivel del suelo, ozono que en gran medida es producto de emisiones vehiculares. Se suele culpar al uso irrestricto de vehículos particulares por la supuesta insostenibilidad de las pautas actuales en el crecimiento urbano. En este artículo se reseña la experiencia de la Ciudad de México con las restricciones al uso de vehículos como un programa de control de emisiones contaminantes, y se desarrolla el análisis sobre las condiciones de las restricciones cuantitativas óptimas sobre el uso de vehículos y para el empleo de tecnologías complementarias de disminución de contaminantes. La naturaleza estocástica de las emisiones de contaminantes del aire se modela explícitamente en formulaciones, tanto estáticas como dinámicas, del problema del control, en que por primera vez en la literatura del tema se propone la utilización de permisos negociables de circulación de vehículos, como complemento costo-efectivo a la disminución tecnológica para el control de emisiones móviles. Se prevén tres tipos de permisos de circulación: permisos perpetuos, permisos perpetuos sujetos a suspensión, y permisos temporales. Este régimen de control proporciona a las autoridades un amplio y flexible conjunto de instrumentos para contrarrestar con mayor eficacia las emisiones contaminantes de los vehículos, y la variación estacional y estocástica en las mediciones de la calidad del aire. El mercado en la utilización de permisos negociables de uso de vehículos sería muy competitivo, con bajos costos de transacción. Esta política de control tendría favorables repercusiones en la calidad del aire, sobre el combate a la congestión y contra el desarrollo suburbano incontrolado. Dada la general inaceptabilidad, desde el punto de vista político, de los impuestos ambientales, este programa podría constituir un conjunto aplicable y políticamente aceptable de políticas para controlar las emisiones de gases de efecto invernadero por parte del sector de transportes.

Introducción³⁴

La literatura que trata con todo detalle los impactos que causa la humanidad en los sistemas ambientales y de recursos naturales está aumentando en forma exponencial, y al mismo tiempo se están creando a ritmo acelerado nuevas sociedades académicas y publicaciones periódicas dedicadas a examinar la proposición de que son insostenibles nuestras actuales pautas de consumo y de incremento de la población. Quizá en ninguna parte sea esta percepción más aguda que cuando se examinan los problemas de las ciudades más grandes del mundo, de las cuales la Ciudad de México parece ser una de las que se mencionan más a menudo como un ejemplo, tanto de extensión descontrolada, como de problemas que hay que evitar. Una conclusión fácil estriba en decir que tales pautas de crecimiento urbano y las políticas que las apoyan son insostenibles, y desde hace muchos años los residentes de la ciudad de México se han quejado de la inhabitabilidad de su ciudad. Estas quejas se han centrado especialmente en los altos niveles de contaminación del aire, en la congestión del tráfico vehicular y en el ruido, problemas causados principalmente por los automóviles particulares. En otras partes, por ejem., en la Ciudad de Nueva York, los vehículos de carga ligeros o los autos de pasajeros constituyen la principal fuente de emisión de óxidos de nitrógeno (NO_x), uno de los factores químicos en la formación de ozono (Repetto), y es un hecho típico que el uso de vehículos constituye la más importante fuente de emisión de monóxido de carbono en las áreas urbanas. Si bien es cierto que los convertidores catalíticos convierten la mayor parte del CO en CO₂, esto simplemente transforma un problema en otro, ya que el CO₂ es un gas importante del efecto invernadero. En la actualidad, la comunidad mundial apenas está empezando a hacer frente al problema de los gases del efecto de invernadero.

Desde hace tiempo, muchos observadores han advertido con toda claridad que el auto particular es un importantísimo determinante de la forma y de la estructura urbana, y que su uso irrestricto es en gran medida responsable de muchas ineficiencias de la estructura espacial urbana y de la pérdida de bienestar originada por la contaminación del aire y la congestión de la circulación vehicular. Se sabe que estos dos factores infligen grandes y cada vez mayores pérdidas en la economía urbana y en el bienestar de los moradores de las ciudades. Una estimación reciente en cuanto a la Ciudad de México calcula que las pérdidas económicas relacionadas con el uso irrestricto de los automóviles de particulares sobrepasan los 7,100 millones de dólares anuales (Pedrero Nieto). Ni la exposición insalubre a los contaminantes primarios y secundarios, ni la congestión del tráfico vehicular, son ya sólo problemas de "horas pico" en la Ciudad de México, pues el problema de contaminación ambiental lo han originado el crecimiento de la población y su concentración, y el aumento en los ingresos.

Además, se necesitan urgentemente en las zonas urbanas instrumentos para redirigir y desalentar el crecimiento urbano donde esté amenazado el espacio ecológico. Por ejemplo: en la Ciudad de México, la urbanización irregular tiene repercusiones importantes en la pérdida de áreas de conservación ecológica y de servicios; una muestra de ello es la pérdida de las áreas de recarga de las aguas subterráneas a medida que la urbanización se extiende hacia el circundante Estado de México. No obstante, y pese a todo cuanto se ha escrito acerca de lo que hay que hacer para resolver este problema, sólo en años recientes unos cuantos gobiernos de diversas partes del mundo trataron de poner coto al irrestricto uso de los vehículos particulares, reconociendo que el auto plantea insostenibles exigencias a la cuenca atmosférica para recibir emisiones contaminantes, y en la capacidad de los sistemas carreteros para dar servicios de transporte eficientes. Es el uso irrestricto de los

³⁴ Deseo agradecer a Benjamín Contreras, del Instituto Tecnológico Autónomo de México, su útil ayuda; a Alan Radford, sus amplios comentarios, y a Thomas Tietenberg, a Henk Folmer y a Wallace Oates, sus atinadas sugerencias

vehículos lo que constituye la raíz de la insostenibilidad del crecimiento urbano y de sus pautas estructurales.

Se han hecho experimentos en años recientes en varias partes del mundo con varias medidas de control del transporte. La prohibición del acceso de vehículos en ciertas zonas, o la prohibición total o parcial del acceso de vehículos, se han puesto en práctica con mucha frecuencia en Italia, y en ciudades como Atenas, Amsterdam, Barcelona y Munich. Se han utilizado células de tráfico, cuñas en forma de segmento de pastel de áreas urbanas, en Suecia, Alemania, Holanda y Francia, como método de limitar el tráfico vehicular y alentar el uso del transporte público. Se han considerado otras opciones de políticas basadas en incentivos para desalentar el uso de vehículos particulares: pagar peaje por circular en vías urbanas, como se hace en Singapur; incentivos del empleador a los empleados por compartir viajes en auto con sus compañeros de trabajo (en Estados Unidos); reducción de impuestos sobre la renta para el empleador que dé estacionamiento gratuito (Estados Unidos) y cierre de los centros de las ciudades para toda clase de vehículos. La *Intermodal Surface Transportation Efficiency Act* [Ley de Eficiencia del Transporte de Superficie Intermodal] de 1991, promulgada en los Estados Unidos, ordena específicamente a las autoridades de planificación local examinar las medidas de reducción de viajes y de congestión vehicular en la planificación del transporte, como medidas para reducir las emisiones contaminantes vehiculares y evitar la adicional construcción de autopistas. Estas disposiciones parecen reflejar, en efecto, una nueva voluntad política para contrarrestar el uso irrestricto de los vehículos particulares; y el cada vez mayor reconocimiento de la insostenibilidad de muchas prácticas de consumo representan el comienzo de una tendencia general.

Aunque cada día se reconoce más la necesidad de exigir políticas administrativas que sean eficientes, costo-efectivos³⁵ y equitativas, no está muy claro cuáles serían tales políticas. En la literatura existente acerca de la economía del transporte urbano, no hay mucho material en cuanto a directrices para los tomadores de decisiones para diseñar mecanismos eficientes y *equitativos* para estimular el reducido uso del auto. Esta necesidad es considerable, ya que los países desarrollados han convenido en estabilizar la emisión de gases de efecto de invernadero en los niveles que tenían en 1990, pero no está claro, por ejemplo, cómo lograrán esta meta los Estados Unidos sin imponer controles eficaces en el uso del automóvil en las áreas urbanas.

Se intenta con el presente estudio hacer una contribución en la búsqueda de políticas de administración eficaces y eficientes del lado de la demanda (DSM por "Demand Side Management) para hacer que las áreas urbanas sean sosteniblemente viables y para reducir las emisiones de carbono del sector. El presente está organizado en tres partes: en la primera parte se hace la descripción de varios aspectos del problema del control del uso de los vehículos en grandes centros urbanos, utilizando como ejemplo la Ciudad de México, y se explica una propuesta innovadora para contrarrestar este problema en forma costo-efectiva; la segunda parte es un análisis técnico de las condiciones estáticas y dinámicas para utilizar las restricciones cuantitativas en el uso de los vehículos, como parte de un programa costo-efectivo para controlar las emisiones contaminantes y la congestión del tráfico vehicular. La tercera desarrolla las condiciones de equilibrio en los mercados para los permisos de circulación que se definen a continuación. Se propone por primera vez en la literatura del tema la utilización de permisos negociables para la circulación de los vehículos, como complemento costo-efectivo del control de emisiones móviles con disminución por medios tecnológicos. La política que aquí se describe es aplicable a cualquier ciudad grande de los Estados Unidos que no pueda alcanzar el nivel de ozono requerido, aunque pudiera parecer que la preocupación sobre la calidad del aire

³⁵ Empleamos el término "costo-efectivo" para describir el resultado de una acción que minimiza los costos de lograr algún objetivo. No es sinónimo de "costeable" en español, que tiene el significado usual de "no caro".

en los Estados Unidos no ha llegado a los niveles que se ven en la Ciudad de México. No obstante, conforme siguen subiendo los costos marginales de los controles sólo tecnológicos, quizá en un futuro no muy lejano llegue el día en que se suscite tal nivel de preocupación.

Primera Parte: Control de emisiones contaminantes y de la congestión vehicular en las ciudades grandes de todo el mundo

Muchas ciudades grandes del mundo sufren de grave contaminación del aire y de congestión de la circulación causada por los vehículos particulares,³⁶ y un porcentaje considerable de las emisiones totales de gases de efecto de invernadero en el mundo proceden de vehículos, más notablemente en los Estados Unidos y en Europa. La Agencia Internacional de Energía (AIE) y la Organización para el Desarrollo y Cooperación Económica (ODCE) han informado que el sector de transportes en los países miembros produce 30 por ciento de todas las emisiones de carbono, de las cuales el transporte por carretera produce 75 por ciento. Nada menos que 90 por ciento de las emisiones de CO proceden de motores de gasolina de baja potencia (principalmente de vehículos de pasajeros) y 30 por ciento de las emisiones de NO_x proceden de motores de gasolina. El uso de combustible para el transporte por carretera en los países miembros de la ODCE se triplicó entre 1960 y 1990. En opinión de estos organismos, no es probable que en un futuro próximo se decrete un impuesto por emisión de carbono como método para desalentar las emisiones de carbono. Esta observación pesimista nos hace pensar que la identificación de controles alternativos sobre los vehículos, que se consideren equitativos, se vuelve de capital importancia.

Entre los expertos en contaminación del aire se reconoce cada vez más que las restricciones al uso de los vehículos llegarán a formar parte, con el tiempo, de una serie de medidas tecnológicas costo-efectivas y de otras medidas diseñadas para controlar estos problemas, pero hasta la fecha no existe consenso de opinión acerca de qué forma adoptarán estas restricciones. La mayoría argumentaría que tales restricciones debieran ser equitativas y eficientes, o costo-efectivas. También existe un entendimiento cada vez mayor entre los funcionarios públicos acerca del diagnóstico de los economistas en cuanto al problema de la contaminación por vehículos: dos recursos básicos y escasos, la capacidad de las carreteras y la capacidad de asimilación/dispersión de las capas de aire urbanas (en realidad, de toda la atmósfera) se han subvalorado y, por tanto, utilizado en demasía. Es verdad que las medidas técnicas, como los controles computarizados de motores, los sistemas de inyección de combustible y los convertidores catalíticos contribuyen de manera importante a reducir las emisiones contaminantes vehiculares por unidad de uso de vehículo, lo cual reduce especialmente los impactos locales de las emisiones. Pero también se reconoce cada vez más que las emisiones reducidas, a base de uso por kilómetro serán por sí mismas insuficientes para resolver este problema, y tardarán algún tiempo en ser eficaces, especialmente a medida que envejece el parque vehicular y sigue aumentando el número de vehículos en circulación. Por supuesto, ninguno de estos controles meramente tecnológicos contra las emisiones contaminantes habrá de tener repercusión alguna en la congestión vehicular urbana.

Las políticas que se recomiendan para controlar la congestión vehicular en las ciudades en la muy abundante literatura sobre la economía del transporte urbano están enfocadas casi exclusivamente al empleo de las técnicas de cobro de peajes en las carreteras. Ciertamente, con los adelantos en las tecnologías electrónicas, se están haciendo experimentos y aplicaciones en que las autoridades de caminos y puentes cobran peajes mediante el empleo de estas nuevas tecnologías. Esas medidas se ven principalmente como tecnologías de paga de acordonamiento para

³⁶ Por mencionar a unas cuantas: la Ciudad de México, Sao Paulo, la Ciudad de Nueva York, Los Ángeles, El Cairo, Atenas. Virtualmente todas las grandes ciudades hacen importantes contribuciones a la producción de gases de invernadero, debido a sus numerosos parques vehiculares.

racionar el acceso a los distritos centrales de negocios de las ciudades centrales. La costo-efectividad de tales técnicas de cobro al acceso de vehículos en las megaciudades de todo el mundo no está del todo clara, puesto que sus emisiones contaminantes y sus problemas de congestión vehicular no son privativos de los distritos centrales de negocios; en los Estados Unidos, es frecuente encontrar en la actualidad las más graves congestiones de circulación de vehículos en áreas suburbanas, a lo largo de vías rápidas de circunvalación. Así pues, como instrumento para controlar la congestión vehicular de gran amplitud, como en la Ciudad de México, o como medida de control de emisiones contaminantes para fuentes móviles, el cobro de peaje en carretera, autopista o vías rápidas tendría que extenderse a toda el área urbana, lo cual elevaría mucho sus costos. En nuestro nivel actual de comprensión de la economía de tales mecanismos, no se ve claramente que representen un método económicamente factible para controlar el uso urbano del vehículo. En cambio, las aplicaciones propuestas a las áreas urbanas parecen basarse más en imperativos tecnológicos y en la conclusión general, sin fundamento real, de que, si una tecnología funciona bien, *debe* utilizarse.

Sin embargo, es una conclusión fácil que los planes completamente generalizados para cobrar peajes en las carreteras y autopistas serían impopulares entre el público, y que por tanto acaso sean de imposible aplicación³⁷. La razón de esto es la misma por la cual el incentivo para el control de emisiones contaminantes más frecuentemente recomendado por los economistas, cargos por emisiones, ha probado ser inaceptable, tanto para los tomadores de decisiones como para la industria y para el público: generaría cuantiosas transferencias del público al gobierno, por la relativamente poco elástica demanda de transporte. Aunque los economistas consideran que un cargo por emisiones contaminantes sería un "impuesto verde" (ecológico) por excelencia, sólo sustituyendo tal impuesto verde por otros impuestos existentes para contrarrestar el enorme costo financiero de esta política, podrían los políticos tener la oportunidad de vender esta idea al público. Sin neutralidad fiscal, estos planes de incentivos generalmente se enfrentan a mucho escepticismo, si no es que a hostilidad. Dado que las políticas para contrarrestar las transferencias de dinero son difíciles, o imposibles de diseñar, tales propuestas han sido singularmente infructuosas.

Las políticas de control de emisiones contaminantes en los Estados Unidos se han basado, hasta hace poco, exclusivamente en tecnología para reducir las emisiones por kilómetro recorrido como mecanismo de control. Aunque los controles tecnológicos casi siempre serán las opciones de control de menor costo para los niveles iniciales de control, se ha llegado a considerar que basarse *exclusivamente* en tales controles resultará inadecuado y costoso para tratar de resolver los problemas de calidad del aire en las áreas metropolitanas. Por supuesto, no tienen ningún impacto en el uso de vehículos y en la congestión vehicular. Además, como analizaremos más adelante, hay buenas razones, y pruebas de apoyo, que nos hacen pensar en que depender *exclusivamente* de la tecnología no es costo-efectiva, pues desvía innecesariamente recursos productivos de otras actividades de beneficio social y privado, tales como otros programas de control de la contaminación. Las autoridades de la Ciudad de México, al darse cuenta de que la tecnología no tendría virtualmente ningún impacto en el control del muy grave problema de la calidad del aire en la región metropolitana a fines del decenio de 1980 a 1989, optaron por aceptar la sugerencia insistente de un grupo ecologista (el Movimiento Ecologista Mexicano), de que se instituyera un día de "Hoy no circula" durante la estación de las inversiones térmicas, más o menos de noviembre a marzo. Si ha funcionado bien o no este programa, se

³⁷ Como ejemplo de la imposibilidad política de aplicación, aun en Holanda, país de gran conciencia ambientalista, una propuesta de 1989 para cobrar un impuesto ecológico que tuvo consecuencias muy negativas para los pasajeros que recorrían largas distancias redundó en la ruptura de una coalición política y en la convocación a nuevas elecciones parlamentarias. (Rietveld)

analizará más adelante.

Durante la primera parte de ese decenio, el Banco Mundial llevó a cabo un importante proyecto en la Ciudad de México para evaluar el problema de la calidad del aire. Eskelund presentó pruebas de que los muy crecientes costos marginales de reducir las emisiones contaminantes procedentes de los vehículos sólo con métodos tecnológicos crearía una política para restringir el uso de los vehículos como parte de una política general costo-efectiva de control de las emisiones contaminantes. Eskelund recomendó la política usual, y políticamente inaceptable, de instituir un incremento en el precio de la gasolina para el área metropolitana, que se implantaría sólo cuando el costo (bienestar perdido) fuera menor que el de la tecnología alternativa más barata, principalmente la refinación de la gasolina de más alto octanaje. Tal política también tendría el efecto de disminuir la congestión, aunque estos beneficios no se incluyeron en su análisis, en todo caso, el indicado incremento en los precios de la gasolina daría mayores beneficios. Las autoridades de la Ciudad de México han rechazado el consejo del Banco Mundial, posición que consideramos correcta.

Existen por lo menos dos razones para sugerir que la elevación de los precios de la gasolina no serían la solución a los problemas de emisiones vehiculares contaminantes y de congestión en las grandes ciudades del mundo. La primera es cuestión de economía política. Observamos que en ninguna parte, que sepamos, se han utilizado los precios de las gasolinas para controlar un problema regional de la calidad del aire.³⁸ Nuestras conversaciones con los funcionarios públicos nos confirman que las enormes transferencias financieras que originaría esta política la convierten en una medida políticamente impracticable en México y, en nuestra opinión, en la mayoría de los países. La segunda y más importante razón es que la utilización de precios de la gasolina más altos en esto sería espacialmente ineficiente e ineficaz. Para implantar esta política, sería necesario crear una frontera de precios de la gasolina alrededor del área metropolitana para controlarla, dentro de la cual los precios serían más altos que fuera de esa frontera.

Los efectos a largo plazo que tendría esta política son obvios; quienes vivieran cerca de esa frontera sólo necesitarían cruzarla para comprar la gasolina a más bajo precio, y regresarían al área metropolitana para usar sus vehículos como de costumbre, lo cual no originaría reducción de emisiones contaminantes. Además, para que un precio diferencial de gasolina suficientemente alto tenga impacto en la conducta de los consumidores, la frontera crearía a través del tiempo un fuerte incentivo para ubicarse cerca de ella, lo cual reduciría la densidad de población en el área metropolitana e incrementaría el uso de vehículos en aquellas áreas en que hay menos servicio de transporte colectivo. Para contrarrestar este efecto, esta frontera tendría que moverse periódicamente a medida que fuera ampliándose el área urbana, crecimiento espacial causado por el diferencial de precios mismo. En pocas palabras, esta política crearía desequilibrios espaciales, y sería contraproducente, pues redundaría en un área urbana menos compacta y en mayor uso de los vehículos. Aunque al parecer ciertas consideraciones políticas fueron el factor determinante en la decisión, el rechazo que hizo México de la política de aumento de precio a la gasolina

³⁸ Haciendo a un lado las implicaciones espaciales que se analizan en el texto, la imposibilidad técnica de aplicar esta política no es el verdadero problema, pues incluso con una demanda no elástica de gasolina podría haber un precio lo suficientemente alto que generara la propuesta reducción en el uso de la gasolina. No es que la elasticidad o flexibilidad sea tan baja, como indica un amplio estudio (de Goodwin), que la elasticidad a largo plazo del precio de la gasolina es de -0.73, basado en la revisión de 85 estudios diferentes. Sin embargo, tomando en cuenta que los precios altos de la gasolina estimulan cambios en el tamaño de los autos y en la eficiencia del combustible, esta revisión indica que el impacto en los *niveles de tráfico vehicular* (medición de viajes de vehículos) es sólo de -0.39, considerablemente más inelástica. La elasticidad en el consumo de gasolina implicaría que habría un efecto razonablemente favorable en las emisiones, pero la elasticidad del tráfico vehicular sugiere que no habría un impacto proporcional en la congestión.

parece estar justificado.³⁹

La Ciudad de México ha optado por una política de control de emisiones vehiculares contaminantes que se basa en tecnología para emisiones reducidas por kilómetro recorrido, como la solución a largo plazo, con restricciones de uso de vehículos ("Hoy No Circula", HNC) como política "de relleno". Por razones que se detallarán en la siguiente sección, la mayoría de los observadores piensan que esta política ha sido contraproducente, y que ha redundado en poner más vehículos en las calles, y por tanto en más emisiones de las que hubiera habido sin esta intervención. Por consiguiente, la congestión se ha incrementado y es ahora un problema generalizado en toda el área metropolitana. Es éste un dramático caso de "falla de una intervención" (Opschoor). El problema con la política actual es que simples órdenes y restricciones de control que no alteran la estructura de incentivos que rodean a la decisión sobre el uso de vehículos, en el mejor de los casos elevará innecesariamente los costos del control o, en el caso de la Ciudad de México, fracasará completamente y agravará el problema. Esto nos plantea una pregunta: entonces, ¿que va a hacer el oficial responsable de vigilar la calidad del aire urbano acerca del control de vehículos?

Un nuevo mecanismo de incentivos para el control de emisiones de vehículos y de la congestión vehicular

En años recientes se ha creado un nuevo mecanismo para el control costo-efectivo de emisiones: el mecanismo de los permisos negociables (Tietenberg). Actualmente se está implantando para el control de emisiones de azufre en fuentes fijas, en la mitad oriental de los Estados Unidos, y unas variantes limitadas se están utilizando en la *South Coast Air Quality Management District* [Distrito de Administración de la Calidad del Aire de la Costa Meridional] (Los Ángeles). Aunque esta técnica ha merecido atención primordialmente como un mecanismo de incentivo para reducir las emisiones de fuentes fijas, un examen inicial nos hace pensar que puede constituir un mecanismo eficaz para controlar, tanto las emisiones de vehículos como las congestiones vehiculares, como para hacer más lenta, si no es que detener, la antieconómica descentralización de la actividad económica que se observa ahora en muchas grandes ciudades del mundo, y especialmente en las de Norteamérica.⁴⁰

En pocas palabras, un plan para hacer negociables las emisiones se caracteriza por los siguientes elementos. Reconociendo que los beneficios de muchas medidas de control de la contaminación ambiental aún no pueden cuantificarse apropiadamente, las autoridades adoptan un enfoque de costo-efectividad para controlar las emisiones contaminantes, fijando el nivel de emisiones permisibles en determinada área para cumplir con la norma o alcanzar la meta de calidad del aire ambiental. Se expiden permisos para hacer emisiones contaminantes, y se distribuyen entre los emisores por medio de varios métodos (la neutralidad fiscal de la distribución libre la hace políticamente atractiva), pero el número de permisos que se expide y se

³⁹ Se sugieren otras políticas a menudo, como los altos impuestos diferenciales sobre los vehículos más viejos y contaminantes. Pero la tendencia es que estos vehículos sean propiedad de personas de bajos ingresos y las implicaciones adversas para la distribución de los ingresos también convierten esta política en algo inaceptable, probablemente en la mayoría de los países. La misma dificultad se aplica a elevar los derechos de las licencias de conducir. La carencia de neutralidad fiscal de estos mecanismos los hace inaceptables para quienes toman las decisiones políticas.

⁴⁰ Sabemos que esta descentralización (urbanización irregular) es económicamente ineficiente (los costos marginales son mayores que los beneficios marginales) porque no se cobra a la congestión vehicular y las emisiones, y por eso los costos del transporte percibidos son menores que si un programa hiciera explícitos los costos de congestión y contaminación atmosférica. Sabemos, por gran número de estudios acerca de las causas determinantes de la densidad urbana, que los costos del transporte son un factor determinante para elegir el lugar para vivir a cierta distancia del centro de la ciudad. En otras palabras, la función de disposición a pagar por el suelo es mayor en lugares periféricos que en el centro (Véase: Muth).

distribuye para ratificar los niveles de emisiones totales del pasado. Para cerrar la brecha entre las emisiones no controladas y las que permitirían los permisos, los emisores tienen dos opciones: 1) tomar medidas que reduzcan las emisiones, instalando y operando equipo de control de la contaminación, o haciendo cambios en sus procesos; y/o 2) comprar a otras compañías estos permisos, que luego a su vez tendrán que implantar medidas de reducción de emisiones contaminantes. Las autoridades pueden organizar un mercado para que haya intercambio de estos permisos, y existen claras razones teóricas para pensar que se cumplirá con las metas en forma costo-efectiva, con lo cual se evitarán gastos innecesarios para lograr los objetivos en cuanto a contrarrestar la contaminación del aire.

Como detallaremos más adelante, el fallido experimento de la Ciudad de México en cuanto a la restricción del uso de los vehículos nos permite advertir, no obstante, que contiene ciertos elementos que podrían constituir la aplicación venturosa de un sistema de permisos negociable para el uso de vehículos. El hecho de que tales permisos constituirán una mercancía homogénea significa que el resultante mercado sería muy competitivo, debido al gran número de participantes potenciales, y a que los costos de las transacciones asociadas a estos permisos serían relativamente bajos. Mercados de pocos participantes así como costos altos de transacciones son problemas que se presentan en los actuales mercados de permisos negociables para fuentes fijas, pero un análisis preliminar sugiere que esto no ocurrirá en un mercado de permisos para el uso de vehículos.

Las emisiones vehiculares y la calidad del aire en la Ciudad de México⁴¹

Los problemas de la contaminación del aire en la Ciudad de México son notorios por su gravedad, a veces caracterizados como los peores del mundo. Estos problemas derivan de: 1) su ubicación a una altitud considerable (2200 metros), lo cual ocasiona combustión incompleta de los combustibles, alta radiación ultravioleta y formación de ozono; b) ubicación en un valle en que las cadenas montañosas impiden la circulación del aire; c) un parque vehicular de aproximadamente tres millones de vehículos, con edad promedio de nueve años; y d) la introducción de convertidores catalíticos sólo recientemente, para los modelos de 1991 en adelante. Como sucede en la mayoría de las áreas metropolitanas en las economías de mercado del mundo, la mayoría de los precursores del ozono son de origen vehicular. La contribución del sector del transporte en el área metropolitana en emisiones contaminantes es como sigue: óxidos de nitrógeno (NO_x): 55%; hidrocarburos (HC): 83%; bióxido de azufre (SO₂): 12%; partículas suspendidas totales (PST): 12%; monóxido de carbono (CO): 98%, y plomo: 100%. En un nivel más agregado, 76% del total de emisiones contaminantes son de fuentes móviles, con 50% de todas las emisiones móviles procedente de autos de particulares, otro 25% procedente de los transportes públicos, y el resto, de camiones con motores de gasolina o de diesel. Se calcula que sólo los vehículos particulares contribuyen con 69% de las emisiones de HC, con 70.6% de CO y con 56% de NO_x.

Además, la alta concentración de la población de la nación en el área (aproximadamente, 20 millones, o sea, alrededor del 25%), ejerce gran presión en el sistema de transporte público de superficie, que se ha expandido muchísimo en años recientes. Estos vehículos de combustible relativamente ineficiente estorban el flujo del tráfico, bajando la velocidad promedio de todos los vehículos (26 kilómetros por hora) y contribuyen a deteriorar más el servicio --sobre todo, con congestiones--, lo cual es también un estímulo para incrementar la adquisición de autos por parte los particulares. En consecuencia, se infringe la norma para el ozono estándar de 0.11 ppm; igual con la del monóxido de carbono virtualmente en toda el área metropolitana.

El ozono es el más grave problema en materia de emisiones móviles. El exceso

⁴¹ Los datos que se mencionan en los párrafos siguientes proceden de varios informes gubernamentales inéditos.

de ozono ocurrió en 88% de las zonas occidental y sudoccidental de la ciudad en 1988, y ha sobrepasado la norma nada menos que en 400% (0.44 ppm), aunque la tendencia en los tres últimos años ha sido a bajar de este nivel. Los excedentes ozono son especialmente graves en los meses de invierno, cuando las inversiones térmicas y los muchos días sin viento ocurren regularmente; pero el peor de los meses es mayo, cuando la radiación solar está al máximo. La utilización total de la energía se ha proyectado hasta el año 2010, y se incrementará a razón de 4.9% anual. El 45% de la energía que se consume en el área metropolitana corresponde al sector de transportes. De los 29.5 millones de viajes que se hacen diariamente, el 39% se realiza en autos particulares.

Respuestas de las políticas oficiales a las tendencias en la calidad del aire

A mediados de los años 80, se mejoró el monitoreo y se conformó la tendencia del incremento en el deterioro de la calidad del aire en la mayoría de los indicadores; por consiguiente, una mayor concientización de los ciudadanos y la mayor preocupación han motivado al gobierno a actuar más vigorosamente para controlar el problema. En su calidad de país en desarrollo con muchos problemas económicos apremiantes, el impulso de las decisiones políticas tomadas en México en los últimos veinte años ha sido aplazar el control de la contaminación ambiental favoreciendo una agenda de desarrollo económico tradicional, en especial que no requiera de controles de emisiones contaminantes vehiculares e industriales. El efecto de esta política económica es que hoy las autoridades ambientales se ven muy restringidas en la elección de posibilidades técnicas de control de emisiones contaminantes a corto y mediano plazos para cumplir con las nuevas exigencias de mejor calidad del aire.

Las acciones técnicas de control de emisiones para vehículos que se han tomado hasta ahora han sido la exigencia de usar convertidores catalíticos, a partir de 1991, pruebas computarizadas de las emisiones vehiculares y afinación de los motores para vehículos de pasajeros, la instalación en la flota de autobuses de motores de diesel que emiten pocas partículas y un programa para convertir los microbuses del transporte público en vehículos con propulsión de gas (LP). Estas medidas debieran tener un considerable impacto en las emisiones contaminantes, pero no hay señales de que con ellas se logre cumplir con las normas de limpieza del aire en México.

La presión del público para que se haga algo en materia de emisiones contaminantes ha significado que esencialmente las únicas políticas ambientales disponibles a corto plazo para controlar las emisiones de vehículos han sido las acciones de ordenanzas y de control que implican restricciones cuantitativas en el uso de automóviles durante el día y durante la semana. Hasta ahora ha habido varias acciones de este género, las más importantes de las cuales han sido: a) posponer una hora el inicio de las clases en las escuelas durante la estación de las inversiones térmicas, para reducir la congestión vehicular de las mañanas y los consecuentes factores de emisión de contaminantes; y b) instituir días de no circular para vehículos particulares y para taxis ("Hoy No Circula"). Otras acciones técnicas y de control gubernamentales han incluido: c) la clausura de una vieja refinería; d) la reducción del 50% en el uso de taxis, los sábados; e) cambio de días de pago para los burócratas; f) institución de un programa de inspección y mantenimiento (I/M) para los vehículos particulares y para los taxis, y g) la exigencia de que los establecimientos comerciales y de servicios cambien su combustible a gas natural o reduzcan sus operaciones en 30%; la puesta en vigor de esta última disposición ha sido muy difícil.

Además, hay planes de emergencia (Fases I y II) que se aplican en períodos de alerta de contaminación, cuando el índice de contaminación del aire (IMECA) sube a más de 250 puntos, donde empieza el rango peligroso: en la Fase I se exige que las más importantes fuentes estacionarias de emisiones contaminantes reduzcan su actividad en 30%, que la mitad de los vehículos oficiales no circulen y que se suspendan otras actividades, como la pavimentación de calles y el "bacheo". En la Fase II se exige un día más de no circular y hay más restricciones de la actividad

industrial y en el uso de vehículos oficiales.

Por no entenderse cabalmente todavía el destino y la formación del ozono en el área, no se ha podido determinar con certeza el impacto de estos programas sobre el ozono, aunque con estos programas pueden reducirse las emisiones de hidrocarburos. Estas medidas rigurosas, por supuesto, tienen un alto precio económico, y es natural que se vacile en utilizarlas, por no mencionar los problemas de monitoreo y vigilancia de su cumplimiento. La elaboración de medidas más precisas y a costos menores serían adiciones útiles a las opciones de las autoridades ambientales encargadas de vigilar la calidad del aire.

El programa "Hoy No Circula" y sus efectos

Este programa obligatorio y de control ordena no circular un día de la semana (exceptuando los fines de semana) y dos días durante los episodios de contaminación graves (se incluyen los fines de semana). Se concibió como un programa de control de emisiones contaminantes, y se instituyó en noviembre de 1989 para la época invernal de las inversiones térmicas; de hecho quitó 20% de los vehículos de las calles de la Ciudad de México en sus primeros meses de operación. Como el sistema de transporte de la Ciudad de México está muy desarrollado (extensa red del tren subterráneo, autobuses y microbuses), se esperaba que los conductores cambiaran y utilizaran el transporte público. Anticipándose a cambios modales, se añadieron 250 autobuses y 1,500 microbuses al sistema del transporte público. Los datos de monitoreo de la contaminación sí mostraron una ligera mejoría en la mayoría de los índices medidos, aunque, pese a todas estas acciones, los niveles de ozono se incrementaron.

Una evaluación informó que en la primera semana de entrar en vigor el programa Hoy No Circula (HNC), el flujo de la circulación de automóviles bajó 7%, el tráfico vehicular aumentó 8 kilómetros por hora, el tiempo promedio de viaje fue de cinco minutos menos y el índice de incremento en el consumo de gasolina disminuyó, de 7.63%, a 1.2%. Los viajes en Metro aumentaron 6.6%, 7% en autobuses y microbuses, y el número de pasajeros por vehículo se incrementó 10%. Unas encuestas de la opinión pública señalaron que hubo un apoyo considerable del público para el programa; una encuesta indicó que 70% de los automovilistas pensaba que debía continuar el programa.

A las autoridades les agradaron tanto el resultado de estas encuestas y la recepción del público de este programa, que decidieron convertirlo en permanente. Pero en cuanto así se hizo, redundó en una inesperada conducta de los consumidores. El público automovilista, ante la perspectiva de una restricción permanente en el uso del auto, al parecer vio en el transporte público un sustituto muy ineficaz, y se adaptó a la restricción obligatoria comprando autos adicionales para disponer siempre por lo menos de un vehículo en cualquier día. Al escribirse este estudio no hay datos sobre el número de autos registrados, pero el empirismo casual nos sugiere que un gran número de hogares han adquirido al menos un segundo auto, a menudo un modelo viejo, sólo para disponer de un vehículo cada día. El incremento en el parque vehicular ha exacerbado el problema de los estacionamientos, y seguramente ha aumentado el total de las emisiones contaminantes, posible fuente del incremento medido de las concentraciones de ozono en el primer año de operación del programa. El resultado final parece ser que hay ahora más vehículos en circulación de los que habría sin el programa.

La prueba indirecta de que el programa Hoy No Circula acaso haya empeorado el problema de la contaminación del aire, puede verse en los datos sobre el consumo de gasolina (*Reporte Anual*). A medida de que México fue saliendo lentamente de la crisis de la deuda exterior en los años 80, el consumo de gasolina siguió una tendencia lenta hacia arriba, pero la curva de la tendencia se agudizó muchísimo en 1990. De igual manera, el promedio deslizante de las mediciones pico de las concentraciones de ozono mostró un más acentuado incremento, y el número de días

en que las mediciones de ozono sobrepasaron los 200 puntos en el índice de contaminación (IMECA) aumentó (1988, 67 días; 1989, 19 días; 1990, 86 días, y 1991, 192 días). Además, las concentraciones de CO han aumentado espectacularmente, aunque el mayor porcentaje del control de vehículos, y unas pautas de mayor ventilación del valle están empezando a contrarrestar esa tendencia. Como la restricción de uso de vehículos no se aplica a los fines de semana (excepto durante las alertas) la congestión ha subido los fines de semana respecto a sus cifras anteriores. En términos prácticos, el aparente fracaso del programa Hoy No Circula ha obligado a las autoridades a ordenar más a menudo la reducción episódica de emisiones contaminantes por parte de la industria y del comercio, lo cual ha originado costos económicos considerables, que no se han cuantificado. Una hipótesis fácil es que los costos del control episódico son mayores con el programa Hoy No Circula que sin él, aunque todavía no se han hecho estas mediciones.

Por tanto, las pruebas disponibles sugieren que no sólo no ha reducido el programa Hoy No Circula el total de emisiones contaminantes de los vehículos a largo plazo, sino que en realidad las ha aumentado, y ha hecho que el área metropolitana de la Ciudad de México se *aleje* de la mejoría en la calidad del aire. Aunque las tendencias de la calidad del aire son notoriamente de difícil proyección, y además, la economía mexicana había empezado a acelerarse, hasta la crisis de 1995, si bien hay razones teóricas de peso para pensar que el programa Hoy No Circula ha sido contraproducente y de que estos datos reflejan esta cruda realidad. Un análisis más refinado de esta cuestión seguramente se llevará a cabo conforme se realice la recuperación económica de los primeros años 90, y conforme los costos reducidos del financiamiento de los autos también haya estimulado parte del incremento del parque vehicular de la Ciudad de México.

Razones de las dificultades del programa Hoy No Circula

En términos generales, esta "consecuencia inesperada" del programa Hoy No Circula puede achacarse a una casi universal creencia del público y de las autoridades de todas partes, en el sentido de que las restricciones en las opciones son "menos costosas" que los instrumentos monetarios, tales como impuestos o las cuotas de derechos, porque no implican transferencias financieras. Además, estas restricciones cuantitativas se ven típicamente como sustitutos, más que como complementos de incentivos económicos. Ante la comprensible impopularidad de los impuestos y de los aumentos de precios con sus transferencias financieras (la falta de neutralidad fiscal), quienes han de tomar las decisiones generalmente pasan por alto o descuentan los ajustes del consumidor y del productor que engendran las restricciones *a falta de inducciones monetarias que hagan que las restricciones se elijan y sostengan a manera de equilibrio*. En el caso que nos ocupa, es precisamente el ajuste del consumidor a la restricción del programa Hoy No Circula, utilizado aparte de cualquier otra medida, lo que ha vuelto contraproducente la política de no permitir la circulación de cierto número de vehículos.

Más específicamente, el problema puede achacarse a dos facetas de la forma particular de adoptarse el programa Hoy No Circula: la de la proporción un vehículo/un día fuera de circulación o de un vehículo/una calcomanía, y sin restricción acerca del número total de días en que se permite la circulación de los vehículos. Como el número de días en que está permitido circular se convirtió en función del número de vehículos en una proporción fija, el único ajuste posible del consumidor en esas circunstancias era optar por modos alternativos de transporte (tales eran las expectativas del planificador de la política), o incrementar el número de vehículos por hogar. Esta política indujo rigidez o falta de flexibilidad entre vehículos y número de días de poder circular, y luego, a un aumento en la oferta de vehículo-días elegibles (cuatro días multiplicado el aumento del parque vehicular), porque esta política indujo a los consumidores a adquirir más vehículos de lo que habrían elegido si no hubiera ninguna restricción. Esta es la fuente de la consecuente congestión incrementada, y

de más emisiones contaminantes. Como típicamente hay en un hogar más conductores que vehículos, la oferta incrementada de días en que se permite circular ha redundado, por supuesto, no en la reducción, sino en el mayor uso del automóvil.

Además, y esto es más importante desde el punto de vista de la eficiencia y de la salud de la economía local, el programa Hoy No Circula no distinguió entre los *valores* relativos de los diferentes días de uso permitido; esto significa que trasladarse al trabajo y a casa, ir de compras, viajes de recreo y viajes de entrega de artículos comerciales/industriales, en tanto que días de uso permitido, se tratan como si todos esos días fueran de igual valor. Como en realidad no tienen el mismo valor, la actividad económica se reduce (innecesariamente) en relación con lo que originaría otro programa más flexible de control de emisiones. De hecho, el 41% de todos los vehículos multados por infringir la restricción en el primer año de operación del programa fue de vehículos que hacen entregas de mercancías (*Informe*). Mientras que un programa más flexible internalizador habría redundado sin ambigüedades en más bienestar (tomando en cuenta los beneficios de mejorar la calidad del aire), el programa elegido muy probablemente ha reducido ese bienestar, al causar más emisiones contaminantes, más congestión y haciendo que los hogares adquieran más vehículos de los que habrían adquirido si no se hubiera llevado a cabo el programa.

Segunda Parte: La teoría de las restricciones óptimas en el uso de vehículos

Los economistas se han ocupado desde hace mucho del análisis de los beneficios netos de programas alternativos de control de la contaminación ambiental, en busca de reglas eficientes para guiar los procesos de toma de decisiones de las autoridades competentes. Cuando no existen mediciones de los beneficios del control de emisiones contaminantes, como sucede frecuentemente, los economistas han diseñado medidas costo-efectivas, basadas en el mercado, tales como la comercialización de emisiones. Estas medidas están fundamentadas en un concepto amplio de costo-efectividad, el cual va más allá del típico enfoque de ingeniería, de elegir la combinación menos costosa de tecnologías (únicamente) para lograr algún objetivo de control de la contaminación ambiental.

La identificación de la combinación menos costosa de controles *tecnológicos* es una condición necesaria, pero *no suficiente*, para minimizar los costos del control de la contaminación, pues pasa por alto la posibilidad de que el total de costos del control sea menor reduciendo la producción del bien o del servicio contaminante. Esto es la gestión de la demanda marginal (DSM en inglés, *Demand Side Management*). Con cargos o multas por originar emisiones contaminantes, en una industria competitiva en el largo plazo tal reducción en el rendimiento será un eventual y natural resultado de incurrir en costos de control de emisiones.

El objetivo del presente estudio consiste en elaborar un modelo de las condiciones en las cuales la reducción de la demanda o las políticas de DSM (administración de la demanda marginal) que emplean restricciones cuantitativas entren en el conjunto óptimo de controles costo-efectivos, tanto en los medios estáticos como dinámicos del control, con aplicación del modelo al caso de las fuentes móviles de contaminación en la Ciudad de México. Analizamos aquí especialmente las condiciones para identificar la óptima combinación de reducciones de emisiones lograda por unidad de uso de vehículo (kilómetros recorridos, la medición estándar de ingeniería), y la que se logra sólo utilizando menos los vehículos. Esto se pasa por alto en la literatura sobre el control no económico de las fuentes de contaminación móviles (enfoque de ingeniería). Además, presentamos un modelo del mercado de estos permisos.

Como proposición general, para lograr la reducción de altos niveles de emisiones contaminantes, la reducción de la demanda como política complementaria de reducción de emisiones se preferirá a confiar *exclusivamente en tecnología* basada en controles que únicamente reducen las emisiones por kilómetro viajado y que no reducen el uso del bien que contamina. El mecanismo de implantación que aquí se

analiza para asignar eficientemente las reducciones de demanda es el de los permisos negociables. El único trabajo anterior de intención similar al nuestro es el de Eskeland (1994), aunque él se concentra en calcular la sobrecarga de gasolina para generar reducciones óptimas o costo-efectivas de la demanda.

Nuestro estudio se enfocará en la identificación de las condiciones óptimas para controlar de manera costo-efectiva las emisiones contaminantes móviles y la congestión cuando la reducción de la demanda es una opción explícita de la política, pero no así los cargos o multas por las emisiones. Se analizan brevemente en la última sección el diseño, los aspectos institucionales y administrativos de implantar una política de reducción de la demanda mediante un sistema negociable de emisiones de vehículos.

Naturaleza del problema

El enfoque principal aquí es el análisis de la costo-efectividad, y la regla es muy simple: para la tecnología de abatimiento de cada emisión y congestión (mejoras de los caminos y capacidad de expansión) con costo positivo, a) computar el nivel de operación en el que el abatimiento tecnológico generará una unidad de reducción de emisiones (RE) y reducción de congestión, y sus costos asociados; b) computar el nivel de reducción de la demanda (uso reducido del vehículo, en este caso) que generará la misma unidad de RE, y c) computar el costo de la reducción de la demanda; es decir, el bienestar que pierde el consumidor al ponerse en vigor el programa para reducir la demanda. Realizar comparaciones una por una entre a) todas las maneras de lograr reducción de emisiones y de congestión vehicular y, b) instrumentar políticas de reducción de la demanda en los puntos de los programas de reducción de emisiones y de congestión en que la pérdida del bienestar del consumidor ocasionada por la reducción de uso del

vehículo sea menor que el costo de tecnología para una igual reducción de las emisiones contaminantes.⁴² El programa óptimo resultante, en términos generales, será un programa mixto de tecnologías y medidas de reducción de la demanda. Por supuesto, en el conjunto de políticas óptimas, la acción tomada deberá ser la del costo menor de todas las posibles políticas *alternativas* de reducción de la demanda, y así como la combinación de tecnologías de menor costo representa el envolvente convexo de todas las tecnologías de control, lo mismo se aplicará a los controles de la demanda.

Equivalencias de los símbolos	
V_p	uso de vehículos de pasajeros
K	gastos en tecnología de abatimiento
C	costo total
RE	reducción en emisiones
e	emisiones
e_o	norma de emisiones
Y	bien compuesto
U	utilidad del consumidor
C^K	costo de abatimiento
I	índice de calidad del aire
I^o	norma de calidad del aire
α	probabilidad de excederse de I^o
λ_p	costo de oportunidad de cambios en las restricciones de la calidad del aire
β	reducción en la probabilidad de excedentes
C^v	congestión vehicular
$(1-d)$	índice de dispersabilidad

⁴² Este punto seguramente no será el mismo para la reducción de emisiones y para la reducción de congestiones. Aquí pasamos esto por alto, pero lo analizaremos más adelante.

Estructura formal general

Por tanto, el problema consiste en elegir la combinación de tecnologías de abatimiento y las políticas de reducción de la demanda que minimicen el costo total de lograr objetivos determinados de reducción de emisiones contaminantes y de la congestión, lo cual se expresa normalmente en términos de reducción de toneladas de contaminantes, a menudo ponderadas por sus respectivas toxicidades. En el presente estudio suponemos que el objetivo de la reducción de emisiones se fija en función de la escasa y variable capacidad de dispersión de la cuenca atmosférica regional y que por tanto es exógena al problema que planteamos aquí. Para concentrarnos en los elementos esenciales de nuestro argumento, la siguiente exposición sólo será en términos de la reducción de emisiones.

La función objetivo es simple: minimizar el costo total de la reducción de emisiones, sujetas a una restricción de emisiones contaminantes permitidas. Esta función de costos es simplemente $C(V_p, K)$, donde C es el costo total, V_p es uso de vehículo de pasajeros y K es inversión financiera en tecnologías de abatimiento para fuentes móviles. El problema general se plantea en la ecuación 1:

$$\min_{V_p, K} C_{ER} = C(V_p, K) \text{ s.t. } e(V_p, K) = e_0 \quad (1)$$

Aunque este es un análisis de costo-efectividad--eligiendo las combinaciones menos costosas de tecnologías de abatimiento y políticas de reducción de la demanda--la definición propiamente dicha de costo aquí es costo de oportunidad. Esto significa que el problema reside en minimizar los costos en todas sus dimensiones; aquí se trata de: a) reducciones en bienestar del consumidor como resultado de uso reducido del vehículo, y b) el costo de recursos tecnológicos asignados al abatimiento de emisiones contaminantes de vehículos por unidad de uso de vehículo. Esta identificación de costos significa que $C(V_p, K)$ es fuertemente separable de sus principales argumentos: costo al consumidor y costo de la tecnología, respectivamente.⁴³ Denominamos costo al consumidor como utilidad perdida, o el valor total negativo de estar obligado a elegir la cantidad preferida de uso del vehículo (la distancia entre dos curvas de indiferencia). En consecuencia, $C(V_p, K)$ puede expresarse de esta manera:

$$C(V_p, K) = -U(Y, V_p, e_0) + C_{ER}^K [ER] \quad (2)$$

Nótese que el segundo término de costos a la derecha ahora lleva una "K" en superíndice, para referirse sólo a la tecnología (RE es reducción de emisiones). Por ser éste un análisis de costo-efectividad, hemos escrito el costo del consumidor atribuible al uso reducido del vehículo como un beneficio negativo, o utilidad negativa, y hemos escrito la función de utilidad para incluir en ella los usuales argumentos de bien compuesto Y una variable de calidad ambiental, medida aquí como la norma de emisiones, e_0 . La variable de calidad del aire, e_0 , no es una variable de elección en este análisis, sino que es elegida por las autoridades con fundamento en la salud pública y en otras consideraciones, así que podemos pasarla por alto para nuestros propósitos. Como la mejoría de la calidad del aire tendría efectos ingreso en la

⁴³ El marco de referencia que aquí hemos elegido es el del consumidor representativo que opta por maximizar el nivel de uso del vehículo como función de argumentos usuales: precio del uso del vehículo, precio de otros bienes, ingresos, preferencias, etcétera. Los cambios en utilidades se medirán como cambios en el excedente del consumidor.

demanda de uso de vehículo, sería un factor en la medición de cambios en la utilidad del consumidor. Por tanto, la expresión matemática del problema de la autoridad responsable de reducir la contaminación del aire es la siguiente:

$$M \underset{V_p, K}{\min} C_{ER} = -U(Y, V_p, e) + C_{ER}^K[ER(K)] + \lambda_p [e(V_p, K) - e_0] \quad (3)$$

Si multiplicamos esta ecuación por (-1), el problema de la autoridad del control de la contaminación se transforma así:

$$M \underset{V_p, K}{\max} W_{ER} = U(Y, V_p, e_0) - C_{ER}^K[ER(K)] - \lambda_p [e(V_p, K) - e_0] \quad (4)$$

Esta transformación convierte el problema de la autoridad, de minimización de costos, en un problema de maximización de bienestar restringido, o de beneficios netos. Aunque formalmente nuestro análisis sigue siendo de costo-efectividad, la definición de costos que aquí utilizamos (minimizar los costos de oportunidad en todas sus dimensiones) también lo convierte en un legítimo problema de maximización u optimización de beneficios netos (restringidos).

Nuestra exposición ha sido hasta aquí sólo general. Dos cuestiones que hay que aclarar son: a) las pertinentes dimensiones de decisión del problema, y b) una más precisa especificación de la restricción de las emisiones. En cuanto a la primera cuestión, notemos que esta formulación del problema de la autoridad controladora se enfoca en la reducción de emisiones (ER), mientras que es el uso del vehículo, V_p , el que aparece en las funciones de costos y en la restricción. Así pues, necesitamos una relación colateral que nos exprese el cambio de emisiones como cambios en el uso del vehículo, o $\partial e / \partial V_p$. A partir de la función de control de emisiones, $e = e(V_p, K)$, deduciremos $\partial e / \partial V_p$.⁴⁴ La reducción de emisiones (ER) es el valor de esta función, cuando $\delta V_p < 0$, relación que es necesario estimar. Así, desde un punto de partida de cero control de uso del vehículo, el pertinente dominio de decisión para V_p es todo V_p , para lo cual $\delta V_p < 0$. Para la tecnología de abatimiento, $\delta K > 0$ implica $\partial e / \partial K < 0$, es decir, que los incrementos en la tecnología de abatimiento reduce las emisiones. En resumen, para una situación en la que e_0 se viola, el conjunto de acciones de control analizado aquí se limita a $\{\delta V_p < 0; \delta K > 0\}$.

Especificación de la restricción⁴⁵

En cuanto a la segunda cuestión, puesto que esto se aplica al análisis centrado

⁴⁴ Una política de reducción de demanda también reducirá la congestión y redundará en reducción de emisiones. La función de emisiones $e(V, K)$ ya se ha definido, para incluir aquellas reducciones de emisiones que originó la reducida congestión.

⁴⁵ Hay un aspecto importante de esta restricción (y de la función de costos) que es necesario mencionar, pero que no modelamos aquí para mantener al mínimo la complejidad. Existe una bien conocida relación entre la razón matemática de la concentración ambiental de los precursores del ozono (hidrocarburos y óxidos de nitrógeno) y la subsecuente formación de ozono contenida en el EKMA (*empirical kinetic modeling approach*, enfoque del modelo cinético empírico) y los modelos de cuadrícula tridimensionales (Véase: National Research Council). Una política que reduce uno de los precursores sin reducir los otros proporcionalmente tendrá poco o ningún impacto en la formación de ozono sobre un rango importante. En cuanto a la política que se analiza en este estudio, la relación de las emisiones, $e(V_p, K)$, y la función costos tiene que incluir aquellos controles que conserven esta razón, pero no la modelamos aquí. Para un estudio útil sobre la integración de esta relación física y las variables económicas, véase: Repetto.

en la toma de decisiones periódica, las mediciones de las emisiones necesariamente se basarán en la red del monitoreo de la contaminación del aire y en los datos que se generan acerca de las concentraciones ambientales. El índice de contaminación del aire (I) es en México el IMECA (Índice Metropolitano de la Calidad del Aire). Por tanto, es necesario definir y medir la relación $I = f(e)$, lo cual no es nada fácil. Esto cambiará la naturaleza de la anterior restricción en la ecuación (4) para tener esta expresión: $I = f[e(V_p, K)]$, o $I = I(V_p, K)$, donde después definiremos el índice objetivo (que se quiere lograr) como función de las emisiones, $I_0 = f(e_0)$.

Utilizando el índice de calidad del aire (I) como guía del éxito de las medidas de control, observamos que, como I es una variable estocástica, la restricción previamente formulada necesita redefinirse para que refleje este hecho. Por tanto, la restricción operacional será una en que la autoridad buscaría conservar el índice medido I_t (t = índice de tiempo) de manera que no excediera del objetivo I_0 más que el α por ciento del tiempo, donde la combinación comparada en equivalencia $[I_0, \alpha]$ debe ser factible con alguna combinación de $\{V_p, K\}$, dado el proceso estocástico que genera los rendimientos o resultados de calidad del aire, I_t .

Por tanto, el problema reside en elegir niveles de V_p y de K para controlar, pero no eliminar, los excedentes de las normas de calidad del aire dados por I_0 . En otras palabras, si $I_t > I_0$, entonces $I^E = I_t - I_0 > 0$, donde I^E es el nivel de excedente. Estos excedentes son estocásticos, debido a la naturaleza probabilística de las patrones y a los niveles de ventilación, a la nubosidad y a los gradientes de temperatura. Por tanto, $P(I_t^E) = P(I_t - I_0)$, y esta probabilidad la da:

$$P(I_t^E) = \int_{I_0}^{\infty} f(I) dI \quad (5)$$

donde $f(I)$ es la función de densidad de los IMECA. Un programa de control de la contaminación del aire que garantice que $I_t < I_0$, no sería costo-efectivo (pues implica un riesgo de preferencia cero por los excedentes), la restricción estocástica es como sigue:

$$\int_{I_0}^{\infty} f(I) dI \leq \alpha \quad (6)$$

donde α es la probabilidad de un excedente. Esto es elegido exógenamente a este análisis, como tendría que ser en la práctica, dados nuestros deficientes conocimientos actuales sobre los beneficios de la reducción de emisiones contaminantes y la consiguiente dificultad de hacer las comparaciones pertinentes beneficio/costos. Como se han formulado aquí, estos excedentes se miden sólo por su densidad, pero los impactos derivados de los beneficios a la salud o de la buena visibilidad también podrían incluirse. Con el razonamiento expuesto, el problema de la autoridad responsable del control de la calidad del aire se redefine de esta manera:

$$M \max_{V_p, K} W_{ER} = U(c, V_p, e_0) h C_{ER}^K [ER(K)] - \lambda_p \int_{I_0}^{\infty} f(I) dI - \alpha \quad (7)$$

donde

$$Prob\{I \geq I_0\} = \int_{I_0}^{\infty} G(V_p, K) h(I; V_p, K) dI \quad (8)$$

La ecuación (8) especifica que la distribución acumulativa de I_t , $G(V_p, K)$, es una función de V_p y de K , y que significa que los parámetros de distribución, la media μ y la varianza σ^2 , son funciones de V y de K , también. Existen pruebas (Larsen) de que la concentración de contaminantes para todos los tiempos promediados se distribuyen aproximadamente log-normalmente, como en $\ln N(\mu, \sigma^2)$ ⁴⁶. La ecuación (8) implica que $I_t = I(V_p, K)$ y por tanto, la densidad de la I_t (mediciones observadas del índice de la calidad del aire) puede escribirse como $f[I(V_p, K)]$, en que $\mu = \mu(V_p, K)$, y $\sigma^2 = \sigma^2(V_p, K)$. Así pues, podemos reescribir la función de densidad como $f[I(V_p, K)] = g[\mu(V_p, K), \sigma^2(V_p, K)]$.

El problema de la costo-efectividad para las autoridades responsables del control consiste en: a) elegir las combinaciones de V_p y de K tales que desplacen la media μ de esta distribución de dos parámetros hacia la izquierda, y b) en reducir la parte sistemática de la varianza, de manera que I_0 no exceda más de α por ciento del tiempo. Esto se ilustra en la Figura 1. Se muestran dos funciones de densidad: una de ellas, denominada $\ln N(\mu_0)$ es la distribución de precontrol para los resultados del índice de calidad del aire.

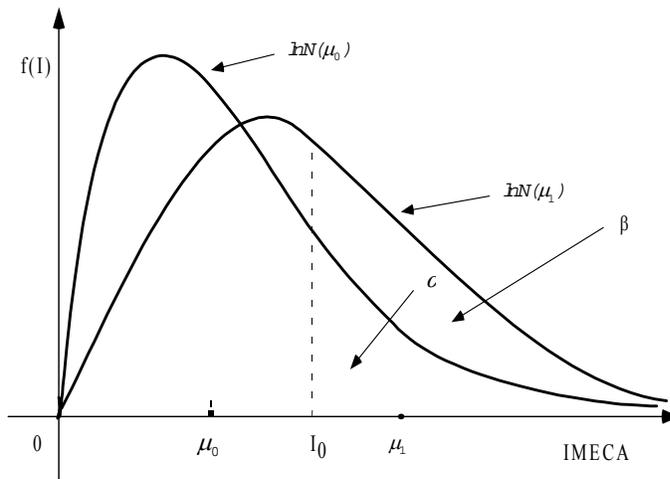


Figure 1. Densidad de la calidad del aire antes y después del control.

Si la norma de calidad del aire es I_0 y la distribución no controlada de los resultados de las mediciones tiene una media de μ_1 , por ejemplo, entonces se habrá violado la norma I_0 ($\alpha + \beta$) por ciento del tiempo (el área bajo la función de densidad a la derecha de I_0), en vez de la frecuencia objetivo de excedentes de α por ciento (área bajo la curva denominada $\ln N(\mu_0)$), de manera que I_0 no exceda más de α por ciento del tiempo. Como tanto V_p como K son elementos costosos, deben elegirse de manera que se minimice el costo de cambiar la función de densidad, objetivo del cual nos ocuparemos a continuación.

Condiciones de la costo-efectividad

Encontramos las combinaciones minimizantes de los costos de V_p y de K maximizando la ecuación (7) respecto de estos argumentos, cuyos resultados se

⁴⁶ La forma general de la función log-normal de la densidad es $f(x) = 1/[x(2\pi\sigma^2)^{1/2}] \exp[-(\ln x - \mu)^2/2\sigma^2]$. La media y la varianza de esta aplicación se dan en el Apéndice.

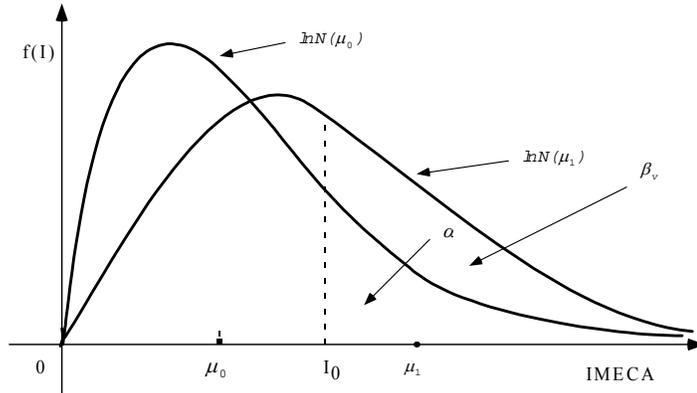
muestran en las siguientes ecuaciones, donde la función $g(\cdot)$ se ha definido más arriba como $g[\mu(V_p, K), \sigma^2(V_p, K)]$.

$$V_p: \frac{\partial W}{\partial V_p} = \frac{\partial U}{\partial V_p} - \lambda \left[\frac{\partial g}{\partial \mu} \frac{\partial \mu}{\partial V_p} + \frac{\partial g}{\partial \sigma^2} \frac{\partial \sigma^2}{\partial V_p} \right] - \alpha \leq 0 \quad (9)$$

$$K: \frac{\partial W}{\partial K} = - \frac{\partial C_{ER}^K}{\partial ER} \frac{\partial ER}{\partial K} - \lambda \left[\frac{\partial g}{\partial \mu} \frac{\partial \mu}{\partial K} + \frac{\partial g}{\partial \sigma^2} \frac{\partial \sigma^2}{\partial K} \right] - \alpha \leq 0 \quad (10)$$

$$\lambda_p: \frac{\partial W}{\partial \lambda} = \left[\frac{\partial C_{ER}^K}{\partial ER} \frac{\partial ER}{\partial K} + \frac{\partial g}{\partial \mu} \frac{\partial \mu}{\partial K} + \frac{\partial g}{\partial \sigma^2} \frac{\partial \sigma^2}{\partial K} \right] - \alpha \leq 0 \quad (11)$$

El término encerrado entre corchetes en la ecuación (9) mide el decremento en la probabilidad de que haya excedentes de la norma I_0 causado por utilizar un apropiado incentivo de demanda de reducción para estimular una reducción en el uso del vehículo, V_p . La Figura 2 ilustra este caso, donde el área denominada β en la Figura 1 se renombra β_v ,



mostrando como la probabilidad de originar excedentes se reduce cuando sólo se implantan medidas

Figura 2. Impacto de las medidas de reducción de la demanda de probabilidad de excedentes.

de demanda de reducción, es decir, para $\partial V_p < 0$. El término encerrado entre corchetes en la ecuación (10), renombrado β_K , también mediría la reducida probabilidad de que haya excedentes para un incremento en inversiones de abatimiento.

El multiplicador λ_p equivale a $\partial W/\partial \alpha$, que es el cambio en bienestar (para el consumidor y costo de fuente) originado por relajar o hacer más estricta la restricción. Por ejemplo: para un pequeño relajamiento de la restricción (incremento de α por $\delta \alpha$), la norma será excedida en un pequeño incremento de la frecuencia del $\delta \alpha$ por ciento. Esto aumentaría el bienestar tal como aquí se define (con reducción de costos) permitiendo incrementar el uso del vehículo, y reducida inversión en abatimiento, de lo cual concluimos que $\partial W/\partial \alpha > 0$ o que $\lambda_p > 0$. Recordemos que, en el alcance circunscrito de este problema de costo-efectividad, el costo externo de la contaminación del aire (en salud pública y en efectos de visibilidad, por ejemplo) no aparece en la función de utilidad. El argumento sería similar para un estrechar de la restricción.

Simplificando las ecuaciones (9) y (10) igualándolas a λ_p , obtenemos las ecuaciones (12) y (13), que representan las condiciones óptimas para establecer las

reglas que determinen cuántos de los objetivos de emisiones (e_0 y su medición análoga I_0) se cumplirán mediante: a) una reducción en el uso del vehículo (V), y b) inversiones en abatimiento (K).

$$\frac{\frac{\partial U}{\partial V_p}}{\frac{\partial g}{\partial \mu} \frac{\partial \mu}{\partial V_p} + \frac{\partial g}{\partial \sigma^2} \frac{\partial \sigma^2}{\partial V_p}} = \lambda \quad (12)$$

$$\frac{\frac{\partial C_{ER}^K}{\partial ER} \frac{\partial ER}{\partial K}}{\frac{\partial g}{\partial \mu} \frac{\partial \mu}{\partial K} + \frac{\partial g}{\partial \sigma^2} \frac{\partial \sigma^2}{\partial K}} = \lambda \quad (13)$$

Como se indica más arriba, el denominador en la condición (12) mide la *reducción* en probabilidad de que la norma (I_0) se exceda conforme se reduce el uso del vehículo. El área nombrada β_V en la Figura 2 representa esta reducción en la probabilidad de una medición de excedente, es decir, $\partial P(I > I_0) / \partial V_p$, y es positiva (todas las parciales son negativas, haciendo que todas las derivadas parciales sean positivas, incluso $\partial \sigma^2 / \partial V_p$).

El numerador de (12) es positivo: ∂V_p es un término negativo como acción de política, y origina una reducción en utilidad para el dueño del vehículo; por tanto, $\partial U / \partial V_p > 0$. Este término se muestra en la Figura 3, donde la curva de demanda se deriva del problema de la optimización de la utilidad del consumidor, D es simplemente la curva de demanda para el uso del vehículo, y P es el precio de ese uso (gasolina, mantenimiento, etcétera).

Consideremos el precio inicial P_0 como el costo marginal privado del uso del vehículo, y V_0 , el equilibrio inicial privado e irrestricto.

Sólo con propósitos de ilustración, supongamos que la restricción en el uso del vehículo dé como resultado un precio en el mercado de P_1 (el mercado de permisos de conducir negociables se trata más adelante), y que, por coincidencia, después de todos los ajustes a la restricción, este propietario de auto también prefiera

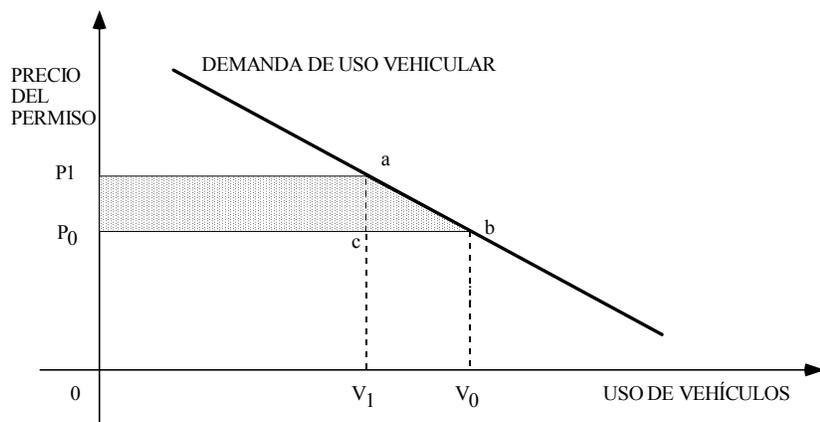


Figura 3. Efectos de bienestar de la reducción de la demanda.

V_1 del uso del vehículo al precio de mercado P_1 . La pérdida de bienestar de la restricción se mide por el área V_1abV_0 , pero los gastos reducidos del vehículo son V_1cbV_0 , de manera que la pérdida neta de bienestar es el usual triángulo de bienestar abc . El área P_1acP_0 representa el valor de la dotación del uso del vehículo (que también se analiza más adelante), y no representa un costo de bienestar.

Si analizamos los signos de la ecuación (13), el incremento en abatimiento significa que $\partial K=0$. En el denominador, $\partial K > 0$, y las otras parciales son > 0 y, por tanto, las dos parciales en cadena son negativas, de manera que $\beta_K < 0$. El numerador también es negativo y, por tanto, toda la expresión es positiva.

Reglas de decisión para implantar programas de reducción de demanda

Si renombramos los denominadores en las ecuaciones (12) y (13), como B_{vp} y B_K , respectivamente (los cambios parciales en la probabilidad de mediciones de excedentes para los cambios de unidad en las variables de elección) e igualamos las ecuaciones, obtenemos la ecuación (14):

$$\frac{\frac{\partial U}{\partial V_p}}{\beta_{V_p}} = - \frac{\frac{\partial C_{ER}^K}{\partial ER} \frac{\partial ER}{\partial K}}{\beta_K} \quad (14)$$

Esta ecuación da la regla de la decisión fundamental o condición para la eficiente asignación del control entre las políticas de reducción de la demanda y las medidas técnicas de abatimiento. Expresa que las autoridades responsables del control deben igualar los costos en incremento *por unidad de probabilidad reducida de sobrepasar o exceder la norma*. La unidad de probabilidad equivale simplemente a unidades de porcentaje. Los numeradores de la expresión son costos marginales de reducción de emisiones

contaminantes, y cada lado de la igualdad representa el costo marginal de reducción de los excedentes. Esta condición se presta a una representación gráfica estándar, como se ilustra en la Figura 4 (véase: Eskeland, para una representación similar a ésta). La eficiente o costo-efectiva división del control se muestra en la intersección

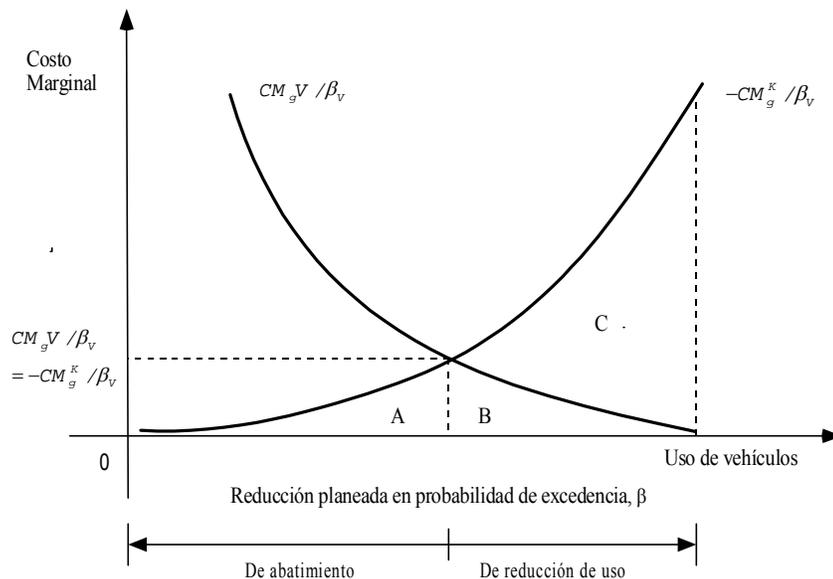


Figura 4. Abatimiento óptimo y reducción en el uso de vehículos

de las dos curvas de costos marginales, donde MOC denota el costo marginal de la oportunidad para el consumidor para niveles alternativos de uso del vehículo, la parcial $\partial U / \partial V_p$ en la ecuación (14). El área A es el costo del abatimiento total utilizando controles tecnológicos para reducir las emisiones contaminantes por kilómetro recorrido; el área B es el costo de oportunidad de la restricción de uso del vehículo,

neto y aparte de otros costos (gasolina, etcétera), y el área C representa el ahorro neto al evitar los gastos en controles tecnológicos.

La reducción del uso del auto y el abatimiento tecnológico son controles complementarios, y por tanto no son mutuamente excluyentes. Por tanto, al desplazarnos de un nivel de reducción de emisiones contaminantes a otro, el uso reducido del vehículo puede ser la opción óptima; pero al incrementarse el objetivo de reducción de emisiones (la longitud del eje horizontal inferior en la Figura 4), la tecnología no elegida en un objetivo anterior o previamente considerado nivel de objetivo de control, ahora se volverá costo-efectiva. En general, veríamos que la curva del costo marginal de la reducción de emisiones que incorpora tanto el uso reducido del auto como el abatimiento se habrán desplazado hacia abajo en relación con la curva que mide sólo los costos marginales de los controles tecnológicos. En términos más técnicos, la función de costo marginal computada con la información contenida en las ecuaciones (7) y (14) seguirá una trayectoria más baja, como se muestra en la Figura 5, donde DR denota restricciones en el uso del auto (“demand reduction”).

La precisa ubicación de ER_V (el punto en que las restricciones de uso del vehículo entra en el conjunto de controles) dependerá de las elasticidades relativas de la demanda de uso del vehículo y de los costos marginales de abatimiento con controles tecnológicos.

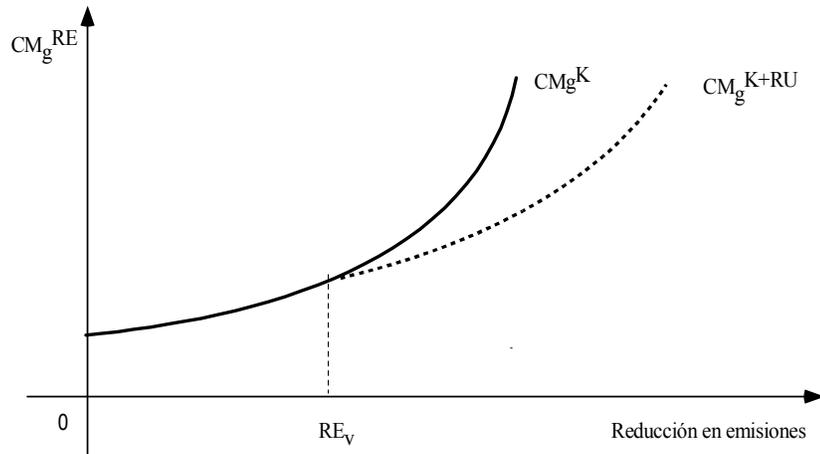


Figura 5. Costos marginales de reducciones en emisiones con controles óptimos

Utilizando la información empírica para el caso de la Ciudad de México en Eskelund, *op. cit.*, una política costo-efectiva de reducción de la demanda abarca virtualmente todo el rango de objetivos de reducción de emisiones, como sería de esperarse.

Con un poco de manipulación, obtenemos la ecuación (15). El lado derecho mide la tasa con que las medidas de reducción de demanda y las medidas técnicas de abatimiento pueden sustituirse unas por otras (el tasa marginal de transformación) y seguir satisfaciendo la restricción de que la norma (I_0) no exceda más de α por ciento del tiempo. En la Figura

$$\frac{\frac{\partial U}{\partial \mathcal{N}_p}}{\frac{\partial C_{ER}^K}{\partial ER} \frac{\partial ER}{\partial K}} = \frac{\beta_{V_p}}{\beta_K} \quad (15)$$

1, no hay razón *a priori* para esperar que B_{V_p} y B_K sean iguales para cambios de unidad en V y en K, respectivamente, porque, en general, no afectarán la densidad de I_t de igual manera. En otras palabras, no son sustitutas perfectas, simplemente porque

el abatimiento sólo reduce las emisiones, pero la reducción de la demanda las elimina, con diferentes implicaciones para la correspondiente química atmosférica y las concentraciones de contaminantes que mide I_t . De esto se colige, por tanto, que el lado izquierdo también mide la tasa con la que V_p y K pueden sustituirse una a otra, al tiempo que siguen minimizando el costo de cumplir con el objetivo de emisiones.

Control de la congestión vehicular

Existen por lo menos dos métodos para analizar la congestión en este marco de referencia. El primero consiste simplemente en tomar nota de que el plan de permisos negociables redundará en importantes reducciones de la congestión vehicular, lo cual generará beneficios. Estos beneficios pueden simplemente añadirse a los resultados que se muestran más arriba. Como demostraremos más adelante, incrementando la reducción indicada en el uso del vehículo y dependiendo menos de la tecnología para el control de emisiones contaminantes. Esto confiere mayor importancia a la gestión de la demanda (GD). Una variante de esto sería reformular el problema de la costo-efectividad con una doble restricción: una para objetivos de emisiones, como se ha analizado anteriormente, y otra para un objetivo explícito de congestión vehicular.

Sin embargo, como es posible medir el valor de la congestión reducida, básicamente con ahorro de tiempo y con evitar la capacidad de expansión, una formulación teóricamente satisfactoria sería modelar explícitamente tanto la reducción de emisiones como la reducción de la congestión, con dos ecuaciones simultáneas, en donde la primera sería el modelo mencionado y, la segunda, una ecuación de beneficios netos de la reducción de la congestión (congestión óptima). Estudiaremos aquí la primera de estas ecuaciones, porque es poco extensa, y dejaremos pendiente la segunda para una futura investigación.

El modelo actual, con beneficios de congestión vehicular reducida

El problema de la congestión vehicular crea por sí mismo una dificultad de costos para el consumidor, por el sustancial tiempo que se pierde en el tráfico vehicular, problema especialmente agudo en la Ciudad de México. Adicionalmente, la congestión contribuye mucho a agravar el problema de las emisiones contaminantes, al obligar a los vehículos a viajar a velocidades menores de las que optimizan la eficiencia de los motores y minimizan las emisiones de los tubos de escape. Por tanto, una política de reducción de la demanda generaría importantes beneficios adicionales que se acreditarían apropiadamente al programa y que, en términos netos, harían que la política de reducción de la demanda sea todavía más beneficiosa.

La congestión es simplemente asunto de número de vehículos por espacio disponible de caminos y calles. Virtualmente en todas partes, el enfoque tradicional para contrarrestar la congestión vehicular ha sido un enfoque de ingeniería, centrado en la expansión de la cinta asfáltica y de los caminos y mejoras en el flujo de vehículos. Sin embargo, como ha sido la experiencia en virtualmente todas las vías rápidas urbanas en los Estados Unidos (por ejemplo, en Los Ángeles), a la larga, los efectos netos de mejorar las vías asfaltadas redundaron en aumentar, en vez de disminuir las emisiones contaminantes, debido al principio que la reducción de las congestiones vehiculares baja el precio implícito del uso del vehículo, lo cual induce su mayor uso. Con el tiempo, al paso que van aumentando constantemente la población y los ingresos, las congestiones vehiculares vuelven a (por lo menos) sus niveles anteriores con incremento de las emisiones debido al aumento del número de vehículos (y conservándose la misma tecnología). El hecho de la gran densidad demográfica y el uso intensivo del suelo en la Ciudad de México sería un factor que inhibiría la expansión del espacio para calles y caminos, y también impediría la corrección de "cuellos de botella" localizados para mejorar el flujo del tráfico vehicular.

Por tanto, una expresión simple de la relación de congestión es que $C^V = \sum V_i/A$, con $i = 1, \dots, N$, y donde C^V es congestión vial, V^i es el número de vehículos y A es una

apropiada medición del espacio carretero y de calles disponible, como carril-kilómetros. El problema de la congestión vial es un bien estudiado asunto de externalidades recíprocas, cuyo tratamiento explícito no es necesario hacer aquí para nuestros propósitos. Las políticas de reducción de la demanda también son un sustituto de inversiones para mejorar el flujo del tráfico vehicular.

Para nuestros presentes propósitos de crear modelos, basta con observar que la congestión C^V es una función de medidas de reducción de la demanda V_p , es decir, $C^V = C(V_p)$ donde $\partial C^V / \partial V_p > 0$. Los beneficios de la reducción de la congestión vehicular se medirían conceptualmente a partir de la función de utilidad, y en la práctica, en términos del valor de los costos de la congestión. Esto significa que la función de utilidad definida más arriba se modificaría así: $U[Y, V_p, C^V(V_p), e_0]$. Reemplazando la definición de utilidad en la ecuación (3) con esta definición alterada, repitiendo los pasos que dieron la ecuación (12), se obtiene la ecuación 16):

$$\frac{\frac{\partial U}{\partial V_p} + \frac{\partial U}{\partial C^V} \frac{\partial C^V}{\partial V_p}}{\frac{\partial f}{\partial \mu} \frac{\partial \mu}{\partial V_p} + \frac{\partial f}{\partial \sigma^2} \frac{\partial \sigma^2}{\partial V_p}} = \lambda_p \quad (16)$$

El nuevo término en la ecuación (16), $(\partial U / \partial C^V)(\partial C^V / \partial V_p)$, mide el aumento en bienestar del consumidor resultante de la disminución de la congestión vehicular, disminución inducida por la política de reducción de la demanda.⁴⁷ Siendo mala la congestión, este término es negativo ($\partial U / \partial C^V < 0$ y $\partial C^V / \partial V_p > 0$) lo cual refleja el precio negativo implícito de la congestión. Haciendo este signo explícito como $- |(\partial U / \partial C^V)(\partial C^V / \partial V_p)|$, podemos ver que la reducción de la congestión vehicular es otro beneficio que hay que restar del costo para el consumidor de la reducción del uso del vehículo, $\partial U / \partial V_p$. Estos beneficios de la reducción de la congestión elevan, por supuesto, la costo-efectividad de las políticas de reducción de la demanda, y además desplazan hacia la izquierda el punto de implantación de estas políticas, como se ve en la Figura 4. La información acerca de este valor puede estar disponible en los estudios existentes sobre la demanda de viajes.

Comercialización del uso del vehículo: características del diseño de esta política

El espacio de que aquí disponemos nos permite sólo hacer la más breve descripción posible de los elementos principales de un mecanismo de permisos comerciables para lograr el control costo-efectivo al que nos hemos referido más arriba. El programa que se aplica actualmente en la Ciudad de México funciona utilizando matrículas (placas de circulación) coordinadas con calcomanías de diversos colores en clave, para determinar el día de la semana que no se permite circular a determinados vehículos. Esta propuesta cambiaría este sistema a otro en que los propietarios de vehículos tendrían que desplegar una similar clave de colores, pero removible: tarjetas en el parabrisas que muestren los días en que *podrían* usar sus vehículos. La ventaja de esta propuesta sería introducir flexibilidad en el programa de control de uso de vehículos, reduciendo costos y eliminando el incentivo para adquirir nuevos vehículos, sólo para poder usar otro vehículo el día señalado para no circular, según el programa actual. El programa propuesto tendría el deseable efecto colateral

⁴⁷ Recordemos que los beneficios de menos emisiones, derivados de la reducción de la congestión debida a reducciones de la demanda ,ya se han incluido en las relaciones de emisiones $e(V,K)$.

de reducir la congestión vehicular, y además sería una herramienta útil para desalentar el rápido ritmo de densidad de población en el Estado de México, que rodea al Distrito Federal.

La idea básica es fijar la oferta total de permisos para lograr objetivos específicos para la calidad del aire y para reducir la congestión (la velocidad promedio de los vehículos). El cambio al nuevo régimen negociable ocurriría haciendo una distribución, una sola vez, de, por ejemplo, tres permisos diarios por semana⁴⁸, a todos y cada uno de los vehículos registrados en la zona bajo la misma capa de aire. Estos permisos serían a perpetuidad, y siendo que se condonan todos los vehículos ya registrados en la región de control y que sean los vehículos ya existentes los primeros en utilizarlos, se evita la fuerte resistencia política que se enfrentaría a este mecanismo si se favoreciera a algún grupo en perjuicio de los demás. Como se trata de la concesión de una vez por todas, esto reducirá cualquier conducta ilícita para adquirir permisos adicionales; por ejemplo, mediante la adquisición de más vehículos. Como ya hemos dicho, la cantidad de mitigación de la contaminación, y por tanto, el número total de permisos que se pondrá a disposición del público, se determinaría por los objetivos de calidad del aire y por cuánto control del total de emisiones contaminantes se asignará a reducción de emisiones del parque vehicular, en vez de a las fuentes de contaminación fijas. Requeriría mucho trabajo de modelaje de la relación variable (probabilística) entre los índices medidos de la calidad del aire y las emisiones contaminantes de los vehículos.

Básicamente, hay tres márgenes de control de la contaminación del aire en los que las autoridades tienen que disponer de instrumentos para controlar de manera costo-efectiva las emisiones contaminantes vehiculares. Necesitan un instrumento para controlar el nivel total de emisiones vehiculares (la carga base de las emisiones), un instrumento para controlar la base incremental (episódica) durante la estación de las inversiones térmicas (de diciembre a abril) y un instrumento que dé completa flexibilidad al no anticipado uso del vehículo al público automovilista. Prevemos tres tipos de permisos para estos márgenes de control:

- un permiso básico a perpetuidad, que permite el uso del vehículo en cualquier día asignado, cualesquiera que sean las circunstancias;
- un permiso perpetuo, pero que puede interrumpirse, y que difiere ligeramente de un permiso básico a perpetuidad, en el sentido de que puede declararse nulo durante los episodios de gran contaminación del aire;⁴⁹
- un permiso temporal que permita el uso no anticipado del vehículo y facilite el tráfico hacia la Ciudad de México, y de ésta a áreas fuera de ella.

Una posible dotación inicial congruente con estos márgenes de control implicaría la concesión de dos permisos básicos y un interrumpible, por cada vehículo existente. La reducción en la dotación de los normales cuatro días, a tres en el programa propuesto, se utilizaría para dar una reserva común de días de circulación permisible, reserva que se asignaría a la reserva de permisos temporales congruente con los objetivos de calidad del aire y de promedios de congestión vehicular. Los automovilistas que tengan permisos en exceso o deseen de más permisos básicos a perpetuidad tendrían que acudir al mercado de permisos a hacer sus intercambios. Los permisos, en efecto, podrían comprarse y venderse, arrendarse o alquilarse y prestarse. Las autoridades podrían cambiar el número de permisos básicos a perpetuidad o básicos interrumpibles, entrando a formar parte del mercado, ya fuera vendiéndolos o comprándolos. Los permisos temporales los expedirían las autoridades en lugares muy dispersos, como gasolineras, bancos, supermercados, etcétera, y en todas las

⁴⁸ La dotación específica de número de permisos depende de la elección de las autoridades.

⁴⁹ Esta sugerencia la hizo Thomas Tietenberg. En cuanto a un análisis del control episódico con negociación entre las fuentes de contaminación fijas, véase: Tietenberg, p. 163-164.

vías de acceso al área metropolitana y en otras ciudades. Incluso unas máquinas vendedoras accionadas por tarjetas de crédito podrían utilizarse para vender los permisos. La demanda de estos permisos temporales estaría racionada por su precio, fijado por la autoridades.

La adición a este análisis de los tres tipos de permisos no cambia la naturaleza del análisis teórico precedente. Permite tres condiciones óptimas para las restricciones de uso de vehículos, una para cada tipo de permiso, que no presentamos aquí por razones de limitación de espacio y porque nos ocuparemos de ellas en el siguiente análisis de mercado.

Mercados de permisos

El análisis precedente expone en detalle las condiciones para determinar restricciones óptimas acerca del uso de vehículos en un conjunto costo-efectivo de políticas de abatimiento. Ahora examinaremos la conducta asociada del mercado y la estructura que originará precios del mercado con las mismas propiedades óptimas.

Empezamos revisando el problema de opciones del consumidor, cuya exposición es muy sencilla. El consumidor promedio optimiza una función de utilidad respecto a los tres tipos de permisos de uso de vehículos mencionados más arriba, V_i , y las autoridades hacen lo mismo respecto a otros tipos de bienes y servicios y el nivel de la calidad del aire. Como antes, la calidad del aire o las emisiones son exógenas a este análisis. El problema del consumidor se ilustra en la ecuación (17), en la que la dotación inicial se muestra como \bar{V} .

$$M \max_{V_j} L_{\gamma} = U(X, N_B, N_N, N_T, E_0) - \gamma \left[\sum_i P_i X_i + \sum_j P_j V_j - \bar{V} \right] \quad (17)$$

donde X representa otros bienes y servicios y $j = \{V_B, V_{NT}, V_T\}$. Una típica condición inicial de orden de la elección de permisos es:

$$\frac{\partial U}{\partial V_j} = \gamma P_j \quad (18)$$

Comparando esta condición de la opción del consumidor en la ecuación (18) y con ecuaciones de las condiciones óptimas de mínima pérdida de bienestar (9) y (10) tenemos, para cualquier tipo de permiso:⁵⁰

$$\lambda = \frac{\gamma}{\beta_{V_p}} P_j = - \frac{\frac{\partial C_{ER}^K}{\partial ER} \frac{\partial ER}{\partial K}}{\beta_K} \quad (19)$$

o bien:

⁵⁰ Estos resultados se obtienen igualando los términos de la utilidad marginal en las Ecuaciones (9) y (18), resolviendo para λ y a su vez igualando el resultado a la ecuación (10), cuando ya se haya resuelto también para λ .

$$\frac{P_j}{\beta_{V_P}} = - \frac{\frac{\partial C_{ER}^K}{\partial ER} \frac{\partial ER}{\partial K}}{\gamma \beta_K} = \frac{\lambda}{\gamma}$$

(20)

Para que un mercado de permisos genere la cantidad socialmente óptima de uso de vehículos como política complementaria de control de emisiones contaminantes (identificada por la condición expresada en la ecuación (14)), la razón matemática de los multiplicadores de La Grange será igual a la de los costos marginales de la oportunidad de las reducciones en la probabilidad de originar excedentes de la norma de calidad del aire (engendrada esta probabilidad por dos instrumentos de abatimiento), ajustada por la utilidad marginal del ingreso. Para que la condición del mercado de la ecuación (18) genere los mismos niveles de permisos y abatimiento de la contaminación, como lo indican las condiciones óptimas en la ecuación (14), necesitamos suponer que la utilidad marginal de los ingresos, γ , debe de ser igual a 1. Esta suposición implicaría que la ecuación (20) es igual a lambda, el cambio en el costo neto de oportunidad de alterar la probabilidad de exceder o sobrepasar la norma α .⁵¹

Relaciones entre los precios de los permisos

Como el escenario de permisos negociables que prevemos aquí contiene tres tipos de permisos, formulamos la hipótesis de que las relaciones entre los siguientes se obtendrán en una situación de mercado: $P_T > P_B > P_{IN}$. Las autoridades deberán fijar el precio, en promedio, de los permisos temporales, con un sobreprecio en relación con los permisos básicos, de manera que no se conviertan en sustitutos perfectos de esos permisos básicos; de otra manera, perderían control del instrumento de permiso. Además, debiéramos esperar que la demanda de permisos temporales sea relativamente poco elástica, porque esta demanda formaría parte principalmente del uso del vehículo no anticipado y, por tanto, no planificado. Los permisos "interrumpibles" se venderán con un descuento respecto del precio de los permisos básicos, por su probabilidad no cero de que periódicamente se declaren no utilizables: en realidad, son permisos con menos de una probabilidad de que se utilicen en cualquier tiempo. Tomando el permiso básico como permiso numerario, es decir, $P_j = P_B$ en la ecuación (20), estas relaciones pueden representarse así:

$$P_{IN} = \frac{P_B}{1 + g_{IN}} \Rightarrow P_B = P_{IN} \mathbf{c} + g_{IN} \mathbf{h}$$

$$P_T = P_B \mathbf{c} + g_T \mathbf{h} \Rightarrow P_B = \frac{P_T}{\mathbf{c} + g_T} \mathbf{h}$$

(21)

donde los factores de descuento, g_j , son mayores que 1.

Para observar las propiedades de equilibrio estático de estos precios, sustituimos

⁵¹ 16 El resultado ortodoxo en comparaciones de condiciones óptimas y condiciones del mercado en el contexto de un análisis de equilibrio general, es que los multiplicadores son iguales entre sí y, por tanto, se cancelan, resultado que ocurre porque ambas restricciones están expresadas en términos de equilibrios de mercado o de fuente contaminante. Aquí no obtenemos ese resultado por la disimilaridad de las restricciones en las dos funciones de objetivo, y porque éste no constituye un análisis de equilibrio general. Lo que signifique la pérdida de generalidad por suponer que $\gamma = 1$, es cuestión que habrá que explorar.

estas relaciones alternativamente en la condición básica de eficiencia en la ecuación (2)) (en el entendido de que $\gamma = 1$). Resolviéndolas respecto de los precios de los diversos permisos, obtenemos:

$$\begin{aligned}
 P_T &= -\frac{\beta_V}{\beta_K} \frac{E \frac{\partial C_{ER}^K}{\partial ER} \frac{\partial ER}{\partial K}}{G \frac{\partial ER}{\partial K} 1 + g_N} \frac{I}{J} = -\frac{\beta_V}{\beta_K} \frac{E M C_K^{ER}}{H 1 + g_N} \frac{I}{K} \\
 P_B &= -\frac{\beta_V}{\beta_K} M C_K^{ER} h \\
 P_N &= -\frac{\beta_V}{\beta_K} M C_K^{ER} b + g_T g
 \end{aligned}
 \tag{22}$$

La segunda línea de este conjunto de ecuaciones es una repetición de la ecuación (20), la igualdad de la TM_gS y la TM_gT . La primera y tercera líneas son expresiones similares de los precios de mercado para los permisos interrumpibles y temporales, y también son funciones de la TM_gS y la TM_gT , ajustadas por los factores de descuento.

¿Qué decir del uso relativo que debieran hacer las autoridades de cada tipo de permiso? Puesto que el problema básico al que se enfrentan las autoridades es dependiente del tiempo, este modelo estático no es el apropiado para contestar a esta pregunta. Necesitamos saber cuál es la frecuencia esperada de los episodios de contaminación del aire, así como su intensidad y duración, en función de la elección exógena α . Cuanto más alta sea la probabilidad aceptable o planificada de los episodios de excedentes, menos será la necesidad de los permisos interrumpibles. En tal circunstancia, tratar con los casos de excedentes podría manejarse mediante una apropiada elección de V_B y V_t . Con todos los demás factores iguales, los permisos que pueden interrumpirse constituyen un instrumento más flexible para las autoridades y para los consumidores: de ahí su menor valor ("costo") en el mercado. Esto significaría que las autoridades harían un uso *relativamente* mayor de este instrumento que de los demás, pero, en última instancia, necesitamos saber el tamaño y la variabilidad de la capa de aire para ubicar estos factores entre los instrumentos, cuestión de la que ahora nos ocuparemos.

Variabilidad de la calidad del aire y controles estocásticos⁵²

Aunque el modelo anterior incorpora la variabilidad estocástica en la restricción de las emisiones contaminantes, el modelo es básicamente de naturaleza estática, pues no permite el análisis de múltiples episodios en determinados días sobre cómo repercute la naturaleza estocástica del problema en la elección de la dotación relativa de permisos. Un episodio ocurre cuando hay incompleta dispersión de las emisiones contaminantes de un día previo y concentraciones de contaminantes. Las influencias estocásticas básicas están relacionadas con factores meteorológicos, en especial, la velocidad del viento o ventilación, y adicionalmente con la nubosidad y la temperatura media diaria, en el caso de la formación de ozono. Utilizaremos el término "dispersabilidad" para referirnos a estos factores. La siguiente demostración se fundamenta en el modelo estático explicado en los párrafos anteriores.

Una definición sencilla de *dispersabilidad*, o más precisamente, de "no dispersabilidad", puede verse en la siguiente relación:

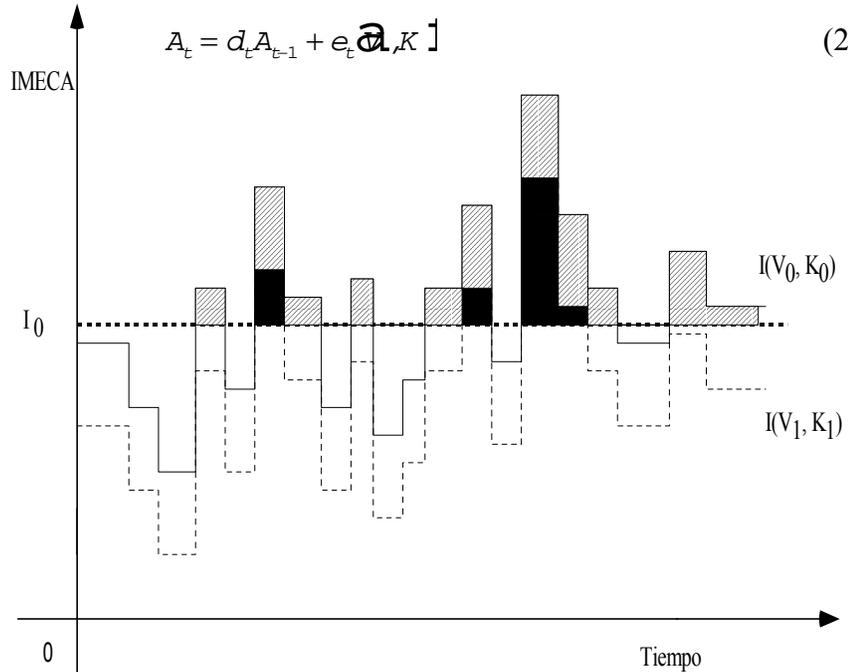
⁵² Los antecedentes intelectuales de gran parte del análisis de esta sección pueden encontrarse en Baumol y Oates, Capítulo 13, "Stochastic Influences, Direct Controls and Taxes", pp. 190-210, y en Tietenberg.

$$d_t = \frac{A_t - e_t \bar{a}, K}{A_{t-1}} \quad (23)$$

donde A_t y A_{t-1} son las concentraciones de contaminantes del ambiente correspondientes a hoy y a ayer, y d_t es el porcentaje de las concentraciones de la víspera que no se han dispersado hoy. Esto puede reescribirse así:

$$A_t = d_t A_{t-1} + e_t \bar{a}, K \quad (24)$$

Esta ecuación es una ecuación en diferencia de primer orden con un coeficiente estocástico. Luego añadimos las fuentes del entorno (que incluyen las fuentes fijas en este tratamiento), cambiamos la notación al índice de calidad del aire, IMECA o I , como medición de las concentraciones contaminantes en el ambiente, y hacemos explícitos los tres controles en el uso de vehículos:



$$I_t = d_t I_{t-1} + \bar{e} + e_t \bar{v}, K \quad (25)$$

Donde \bar{v} es un vector 3×1 con elementos (V_B, V_{IN}, V_T) . Un episodio de múltiples días lo daría esta ecuación:

$$I_t = \sum_{s=0}^S d_{t-s} I_{t-s-1} + \bar{e} + e_t \bar{v}, K \quad (26)$$

El d_t puede estimarse empíricamente a partir de los datos meteorológicos y, junto con las predicciones de las condiciones del tiempo (velocidad del viento y nubosidad), esta relación puede utilizarse como una herramienta de pronóstico para predecir los episodios de contaminación con tantos días de anticipación como lo permitan las técnicas disponibles.

El problema básico de control al que se tienen que enfrentar los administradores vigilantes de la calidad del aire es la elección de la combinación costo-efectiva de controles

de vehículos y de tecnologías de abatimiento de la contaminación que reduzca, tanto

la carga básica de emisiones contaminantes (el promedio anual), como la variación de los excedentes. Como relación de control, I_t se ajustaría a I_0 , la norma de calidad del aire, y a largo plazo también el número predicho *en promedio* de los permisos temporales se elegiría de manera que no excediera el objetivo de calidad del aire más que un porcentaje α del tiempo. Declarar los permisos interrumpibles temporalmente suspendidos y controlando V_t mediante cambios en los precios, se utilizarían como medidas para controlar esa porción de la variación de los excedentes que no se haya controlado ya mediante la reducción del número básico de vehículos en circulación.

Este problema de controles estocásticos puede ilustrarse con el siguiente diagrama (Figura 6), adaptado de Baumol y Oates. Se muestran dos perfiles, el superior, proveniente de resultados de mediciones de calidad del aire, denominado $I(V_0, K_0)$, muestra las realizaciones con pocos controles o sin ningún control, que redundan en excedentes mayores que el porcentaje alfa del tiempo. El área sombreada por encima de I_0 (negra y rayada) en esta Figura corresponde al área $(\alpha + \beta)$ que se muestra en la Figura 1. El perfil total de resultados se baja a $I(V_1, K_1)$ empleando controles básicos de emisiones (tecnología de abatimiento y el nivel general de uso de los vehículos). El perfil reduce el número de excedentes en el período de planificación al área sombreada en negro. Si la frecuencia de los excedentes restantes todavía sobrepasa el porcentaje α , los controles estocásticos de los permisos interrumpibles y temporales pueden emplearse para lograr ese nivel. El argumento de costo-efectividad consiste en que *no* se deberían utilizar controles básicos para lograr el

objetivo de porcentaje α en todo el período, ya

que tales controles son demasiado burdos. En pocas palabras, es obvio que resulta menos caro utilizar un control ocasional para contrarrestar un problema ocasional, que usar un control permanente para contrarrestar un problema ocasional. El problema de decisión estriba en equilibrar los controles y el desplazamiento en todo el perfil, para minimizar el costo del control en todas sus dimensiones de control.

Para ilustrar más la naturaleza del problema, supongamos primero que el índice de no dispersabilidad "d" es no estocástico. Con esta suposición, la ecuación (3) cambia, y su solución es como sigue:

$$I_t = dI_{t-1} + \bar{e} + e_t \frac{dV_t}{K} \quad (27)$$

$$I_e = \frac{\bar{e} + e_t \frac{dV_t}{K}}{1-d}$$

donde I_0 es el ahora estable nivel a largo plazo de la calidad del aire. El término $1-d$ es el índice de dispersabilidad. A continuación hacemos la suposición simplificante (también sólo con fines de ilustración) de que la relación entre e_t , V_t y K es lineal.⁵³ Luego tenemos $e_t = aV + bK$ (V es un vector) con el correspondiente cambio en la ecuación (5). El problema de las autoridades consiste en elegir V y K para lograr el objetivo de índice de calidad del aire, I_0 , en forma costo-efectiva (por el momento, no hay resultados estocásticos), como se dan en:

⁵³ Que la relación sea o no lineal para el control del ozono dependerá del promedio de la razón matemática de NO_x a las emisiones VOC para cada vehículo sacado de circulación, en relación con la razón matemática total para la capa de aire que hay que controlar y a la naturaleza de los impactos originados por las tecnologías de abatimiento de las mismas emisiones. Véase: *National Research Council*, Capítulo 6, "VOC's and NO_x : Relationship to Ozone and Associated Pollutants."

$$I_e = \frac{\bar{e} + aV + bK}{1-d} = I_0 \quad (28)$$

Suponiendo que las opciones de uso de los vehículos se hayan hecho de manera óptima (la combinación de costo-efectividad con K), podemos resolver la relación para el número básico de vehículos de manera que satisfaga la norma de la calidad del aire (pasando por alto, por ahora, los permisos interrumpibles y temporales). Esta solución es como sigue:

$$V_e = -\frac{1}{a} \bar{e} + \frac{bK}{a} + \frac{I_0}{a} (1-d) \quad (29)$$

y está representada en la Figura 7 adaptada de Baumol y Oates. La variable de interés es el índice de dispersabilidad, (1-d). La pendiente de los resultados la da (I₀/α). Cuando la dispersabilidad es alta, un gran número de vehículos con permisos de circulación es congruente con la norma de la calidad del aire, I₀; y al revés: la baja dispersabilidad implica que los vehículos deben sacarse de la circulación hasta que la dispersabilidad vuelva a incrementarse. La diferencia entre V_{alta} y V_{baja} es el ajuste que hay que hacer en el uso de los vehículos para satisfacer la restricción. Como problema de planificación, las autoridades necesitan predecir el índice de dispersabilidad, y cuando se predice que este índice será bajo, declararán la suspensión al uso de vehículos con permisos interrumpibles, y elevarán el precio de los permisos temporales. Utilizando una función no lineal de control de emisiones daría resultados, pero efectos cuantitativos diferentes.

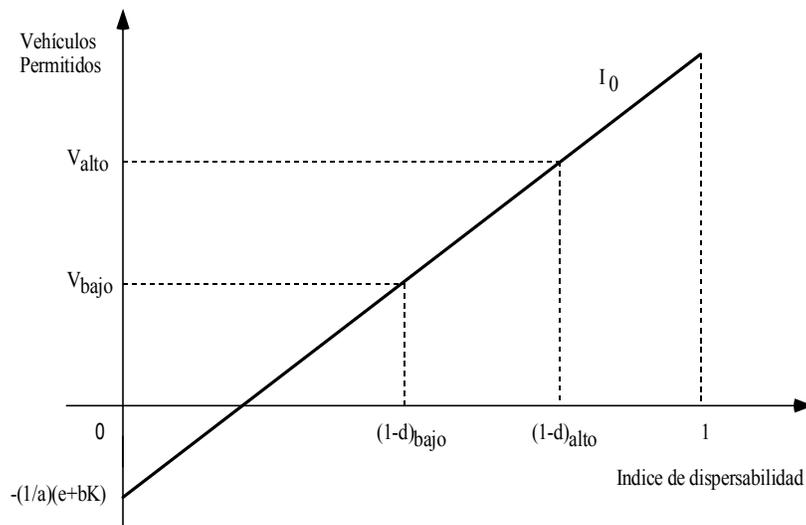


Figura 7. Dispersabilidad y uso de vehículos

En términos de determinado proceso para los resultados de claridad del aire, tenemos $P(I_e > I_0) \leq \alpha$, o $P(I_e - I_0 > 0) \leq \alpha$. Como ya analizamos más arriba, en el modelo estático (ecuación (6)), el problema es elegir los instrumentos de control, de manera que

$$P\left\{\frac{\bar{e} + aV + bK}{1-d} - I_0 \leq \alpha\right\} \quad (30)$$

o, en general,

$$P \frac{F_0 + e_t d K i}{1-d} - I_0 \leq \alpha$$

(31)

Esta probable distribución se conocerá en cuanto se sepa la distribución para d o $1-d$, distribución que puede determinarse a partir de datos históricos.

Instrumentación de los controles

Como ya hemos vistos, la regla de decisión requiere satisfacer la condición de que el costo de oportunidad marginal de los instrumentos (precios de los permisos y costo marginal del abatimiento), dividido entre sus respectivas reducciones en la probabilidad de los excedentes (las β) sea igual. Los precios de los permisos no se sabrán seguramente con certeza hasta después de tener alguna experiencia con el programa. En consecuencia, satisfacer las condiciones de eficiencia será cuestión de sucesivas aproximaciones. La ventaja de los controles basados en la cantidad es que las autoridades pueden tener mayor certeza y control acerca de los efectos de los instrumentos y acerca de la predictibilidad de estas aproximaciones que en el caso de los instrumentos basados en los precios.

Una posible manera de estructurar el programa inicialmente sería utilizar una aproximación recursiva de dos pasos como el problema de administración de la calidad del aire en la Ciudad de México es principalmente estacional (como lo es en muchas grandes ciudades), un posible programa recursivo sería computar el número de vehículos que pueden circular durante la estación en que no hay inversiones térmicas, sin exceder la norma con la establecida frecuencia α . En este período, los permisos básicos y los interrumpibles serían virtualmente indistinguibles, en el sentido de que la probabilidad de interrupción sería muy baja. El precio que se cargaría por los permisos temporales también sería relativamente bajo comparado con los precios que se cobrarían en la estación de inversiones térmicas, pero podría variar en los días de baja dispersabilidad que ocurren ocasionalmente en la estación sin inversiones térmicas. La interruptibilidad sigue siendo una opción de control para acontecimientos de ocurrencia escasa en la estación en que no se presentan inversiones térmicas.

Para la estación en que hay más contaminación del aire, las autoridades deben calcular la proporción de los permisos perpetuos (de base y de interrumpibles) que deben estar disponibles para suspenderlos con el objeto de cumplir con la restricción de la calidad del aire durante los episodios de inversión térmica. Cuanto mayor sea el número de permisos interrumpibles, más bajo será su precio relativo en el mercado secundario. El mercado secundario para los permisos determinará el precio relativo de éstos y, por tanto, el punto de partida del precio de los permisos temporales.

Después de que los mercados haya empezado a establecerse, habrá disponibles suficientes datos acerca de los precios e intercambios para poder hacer estimaciones de las relaciones de la demand de permisos, y con estas estimaciones los costos de oportunidad relevante para los usuarios de los vehículos podrán computarse. Con esta información, y la de los costos marginales del abatimiento, las autoridades pueden fijar el nivel de tecnología de abatimiento indicado, y también pueden entrar en el mercado de permisos, comprando o vendiendo estos permisos para aproximarse sucesivamente a las condiciones de costeabilidad que se hayan identificado anteriormente. Lograr las condiciones de costo-efectividad puede ser cuestión de dos o tres años, ya que las inversiones indicadas en tecnología de abatimiento requieren de más tiempo.

Las conductas especulativas y las asignaciones iniciales

Es de esperarse que la típica familia necesite de algún tiempo para planificar su uso a largo plazo del vehículo con su dotación de permisos, y que haya sustancial

incertidumbre sobre tanto el valor futuro del valor de uso y del valor de intercambio de los permisos. En tal situación, la racional respuesta del consumidor ante la incertidumbre sería conservar los permisos y no ofrecerlos en el mercado, puesto que el valor esperado del precio de reservación muy probablemente exceda a los precios actuales del mercado. Esto implica que el mercado inicial será de pocos participantes y acaso esté sujeto a gran volatilidad.

Este mercado se caracterizará por demandas y ofertas espacialmente diferenciadas. Esperaríamos que la demanda inicial de permisos de los residentes en las zonas suburbanas fuera muy fuerte. Un aumento desproporcionado de la oferta secundaria muy probablemente provendría de los residentes en lugares más centrales del área metropolitana que tienen mayor masa de tráfico vehicular. Mediante el argumento señalado, esta oferta secundaria acaso sea débil inicialmente. Esta situación hará que aumenten los precios de mercado, pero como estos permisos son a perpetuidad, esperar altos precios inducirá a más retención especulativa por parte de los vendedores potenciales. El resultado podrá crear una considerable inestabilidad del mercado secundario.

Todo esto suscita la cuestión de cómo empezar a hacer funcionar el mercado y cómo alentar los intercambios voluntarios de permisos. Habrá por lo menos un principio autónomo, siendo que existe en la Ciudad de México un organismo por el cual los vendedores y compradores de las diversas clases de permisos pueden intercambiárselas. Por ejemplo, debido a la excesiva demanda de líneas telefónicas, ha sido costumbre anunciar la disponibilidad de estas líneas (y otras clases de licencias y permisos) en los periódicos de la Ciudad, y podríamos esperar que un mercado primario para ventas diarias de permisos tome esta forma. Además, las autoridades podrían alentar y otorgar licencias a agentes corredores de permiso de esta clase, que regularán el número de vendedores y de compradores y harán los arreglos para los intercambios, además de comprar y vender por su propia cuenta, introduciendo así conductas estabilizadoras en el mercado. Por último, las autoridades deben estar preparadas para crear el mercado (vender permisos) inicialmente, si no se establece adecuadamente, y una vez establecido, a volver a entrar en él con adquisiciones, para bajar gradualmente la disponibilidad de las dotaciones en existencia, así como para satisfacer la restricción en emisiones.

Reducción de la demanda a través de los precios o del control de la cantidad

En un estudio anterior (Goddard, 1992), hemos analizado desde la perspectiva de una política pública tres mecanismos alternativos para estimular la reducción del uso de vehículos: 1) el establecimiento de un impuesto sobre la gasolina, 2) permiso comerciables de uso de vehículos, y 3) cupones comerciables de gasolina. El primero es, por supuesto, un mero incentivo de precios, en tanto que los dos últimos representan regímenes mixtos de controles de cantidad con incentivos de precios. Una conclusión tentativa es que la política de permisos comerciables ofrece la mayor combinación de costo-efectividad, flexibilidad administrativa y equidad distributiva. Como ya hemos visto, una importante provisión de un sistema de permisos comerciables es que habrá un período relativamente breve para distribuir permisos para poder minimizar la conducta especulativa (adquisición de más vehículos o registrar vehículos de fuera de la zona metropolitana o región de control para incrementar la propia dotación de permisos). Los cupones de gasolina tendrían que distribuirse periódicamente, y esto suscitara la conducta especulativa no deseable. Eskeland (3) recomienda utilizar un incentivo de precio óptimamente calculado, el de impuestos sobre la gasolina, para estimular la reducción de la circulación vehicular. Aparte de la ineficiencia espacial que generaría un impuesto sustancial sobre la gasolina, un obstáculo para utilizar el precio de la gasolina para el control del ozono es que necesariamente debe ser no estocástico, pues como se ha analizado posteriormente, el uso de un instrumento de precio es factible sólo para controlar la carga básica de emisiones. Sin embargo, un mecanismo de control de la cantidad que

utilice permisos negociables puede dar la necesaria flexibilidad para contrarrestar la carga básica de emisiones, los episodios agudos de contaminación y las variaciones estacionales.

Implicaciones y comentarios

Aunque el enfoque de nuestro esquema se centra en las emisiones contaminantes vehiculares, es obvio que el programa también tendría un espectacular impacto en la congestión vehicular en calles y caminos, al controlar el flujo básico de vehículos en los días lunes a viernes, y disminuiría el problema de congestión en las horas pico. Estos beneficios serían substanciales. Sin embargo, el programa no está diseñado para ser un mecanismo de racionamiento de capacidad vial para usarlo en las horas pico. Ese margen tendría que controlarse directamente si sigue siendo un problema, pero es muy posible que este mecanismo de permisos haga que incluso los costos de las congestiones en las horas pico sean no Pareto relevantes, particularmente cuando se incluyen los costos de transacción⁵⁴ (un programa especial para las horas pico no rendiría beneficios mayores que los costos). Además, tendría que haber inversiones financieras complementarias en sistemas de transporte público para ajustar el cambio del medio de transporte de coches particulares a otros medios. Por supuesto, habría un componente importante de publicidad e información pública a este cambio hacia el programa de permisos comerciables.

En nuestra opinión, este plan tendrá aplicabilidad virtualmente en cualquier gran zona urbana. Requeriría de medidas de puesta en vigor, pero una juiciosa opción de la magnitud de las multas y una razonable probabilidad de ser sorprendido en caso de infringir las disposiciones de las autoridades deberían ser suficientes motivos para alentar el cumplimiento de las disposiciones, como el caso, por ejemplo, de las señales de tráfico vehicular en muchas partes del mundo. En la Ciudad de México, la vigilancia está a cargo de agentes de policía de tráfico apostados en esquinas por toda la ciudad. Esta vigilancia ha sido eficaz, porque de no serlo, la adquisición de vehículos adicionales para evitar la restricción del uso de vehículos no habría ocurrido.

El hecho de que la dotación inicial sea gratis refuerza mucho la aceptabilidad política de este programa. El programa en realidad reforzaría la redistribución de los ingresos, ya que, aunque es verdad que los ricos, como siempre, se verían poco afectados en el programa. Ellos adquirirían todos los permisos que desearan de los ciudadanos de menores ingresos que ellos, pero el flujo de dinero estaría en la dirección opuesta, de los ricos a los menos ricos, con lo cual se mejoraría la redistribución del ingreso. Además, este programa favorecería a aquellos que tienden a comprar vehículos nuevos (es decir, otra vez, a los ricos), con lo cual se reduciría la edad promedio del parque vehicular y se alteraría su composición. Si el público que no posee vehículo no fuera participante directo en este programa de control, no obstante, se beneficiaría con las mejoras en la calidad del aire, con la incrementada capacidad de los sistemas de tráfico vehicular y con los reducidos tiempos de recorrido. Alternativamente, estos permisos también podrían distribuirse incluso entre quienes no posean auto, pero esto suscitaría considerables problemas para identificar el grupo objetivo, sólo los residentes de la región sometida al control.

Este programa no sufriría de los inconvenientes al programa de control comerciable del dióxido de azufre en los Estados Unidos: el de muy pocos participantes. Este mercado que proponemos tiene potencialmente más de tres millones de participantes en una zona geográfica pequeña. Podría empezarse el mercado y ser administrado por las autoridades hasta que se pudiera adiestrar y otorgar licencias a un conjunto de agentes vendedores de permisos. Un equipo de técnicos (ingenieros, matemáticos y economistas) tendría que formarse para predecir

⁵⁴ Una medida de política pública para controlar la congestión vial se denomina “no Pareto relevante” cuando no rinde beneficios mayores que los costos.

las condiciones de la formación de ozono y para alterar el precio en el mercado temporal, según esas condiciones. Además, la negociación de emisiones vehiculares uniformemente mezcladas no sufriría de los problemas de exposición local a las emisiones (los “puntos calientes”), resultantes de la no uniformidad de los contaminantes mezclados que caracteriza a la comercialización entre las fuentes de contaminación fijas.

Este programa tendría varios efectos favorables en la forma de crecer de la ciudad. Recordemos que sólo los vehículos ya existentes al tiempo del inicio del programa serán los que estrenen los permisos; todos los adquirientes de vehículos adicionales después de la primera y única distribución de permisos tendrán que entrar al mercado de permiso para comprarlos. Esto tiene el efecto de conservar el total del parque vehicular congruente con la calidad del aire, y con los objetivos de congestión vehicular. Lo mismo se aplica a quienes se mudan de otras ciudades con sus vehículos. Así, el programa podría llegar a ser un método costo-efectivo y *descentralizado* para controlar el insostenible crecimiento urbano.

Como las áreas aledañas a las zonas urbanas tienen menos servicios de transporte público, los habitantes de esas áreas tendrán mayores demandas para comprar permisos para circular siempre. Esto sube el costo de residir en los lugares alejados, lo cual crea un apropiado y eficaz desaliento para el crecimiento irregular de la ciudad. Y al revés: el programa crea mayor demanda de más lugares centralizados de residencia, y para volver las decisiones sobre lugares de residencia más congruentes con los centros de trabajo y con las ubicaciones de los centros de enseñanza. Representaría un fuerte ímpetu para la renovación urbana y para elevar la base de impuestos de las áreas urbanas centrales, como el Distrito Federal. También crearía este programa incentivos positivos para la descentralización de la actividad económica hacia otras regiones del país, donde tales restricciones no rigen, con lo cual sería más lento el crecimiento de las megalópolis, que muchos consideran ya la prueba de la insostenibilidad de las actuales pautas del desarrollo urbano.

Investigaciones necesarias

Si bien este programa parecería poseer varias características potencialmente útiles, como un conjunto de mecanismos eficientes y equitativos para controlar las emisiones móviles, hay varias cuestiones importantes que necesitan cuidadoso estudio. Las más importantes son los requisitos administrativos del programa, medición de los costos de oportunidad del uso reducido de vehículos vigilado por las autoridades, el grado de intensificación del uso de los vehículos en los días estipulados en el permiso adquirido y estimulado por el programa, y el potencial, por lo menos inicial, para la tenencia especulativa de permisos, más que la participación activa en el mercado, y los métodos para administrarlo.

Desde el punto de vista técnico, la relación no convexa entre el ozono, los óxidos de nitrógeno y los hidrocarburos, significa que hay que encontrar un equilibrio entre las concentraciones reducidas de NO_x procedentes del menor uso de vehículos y las otras fuentes de hidrocarburos. Habrá que establecer controles complementarios de fuentes de emisión de hidrocarburos. En nuestro modelo explicado más arriba, estos controles se capturarían en los términos de costos marginales del control.

Conclusiones

Los problemas de sustentabilidad del crecimiento urbana ya están muy a la vista en varias ciudades del mundo, y está claro que el actual uso irrestricto de los vehículos particulares reside en el meollo de este problema. Es una suposición razonable que el mundo tendrá que enfrentarse pronto a este uso irrestricto de los vehículos automotores, pero no existe consenso acerca de los instrumentos prácticos disponibles para lograr este objetivo eficiente, eficaz y en forma que sea aceptable desde el punto de vista político. La conclusión básica del presente estudio es que la costo-efectividad global debe definirse de manera que se incluya la utilización óptima

de las estrategias de reducción de la demanda como parte de un amplio programa de control de las fuentes de contaminación móviles. En este sentido, las restricciones de uso de vehículos como una política de administración de la demanda forman parte del conjunto de estrategias para el control de emisiones contaminantes.

El argumento que presentamos aquí es que el programa de no circular un día de la semana parece tener suficiente número de características para garantizar una revisión a fondo de sus ventajas y desventajas, especialmente ante las crudas realidades de economía política que rodean la utilización de instrumentos de precio, tales como un impuesto adicional a la gasolina. Utilizando la Ciudad de México como un caso de estudio, parece que el actual programa “Hoy No Circula” puede modificarse para permitir la instrumentación de un programa de permisos comerciables de circulación de vehículos, para introducir la flexibilidad y la costo-efectividad en el logro de objetivos de emisiones contaminantes para la zona metropolitana de la Ciudad de México.

Esta política de control tendría impactos substancialmente favorables en la calidad del aire, en la lucha contra la congestión vehicular y sobre el desarrollo suburbano irregular y, dada la inaceptabilidad general desde el punto de vista político de los impuestos ambientales, podría formar parte de un conjunto de políticas aceptables para controlar las emisiones contaminantes de gases de invernadero en el sector de transportes.

APÉNDICE

En este Apéndice analizamos las repercusiones de las varianzas de I_0 respecto de cambios en el uso de vehículos y en las inversiones financieras en abatimiento para el caso de resultados de contaminación del aire log-normalmente distribuidos, medidos con el índice de calidad del aire I_0 . El índice I_0 está compuesto de un componente sistemático $I^s = f(V,K)$ y un componente estocástico ε que se supone estar independiente e idénticamente distribuido como $\varepsilon \sim \ln N(\mu_\varepsilon, \sigma_\varepsilon^2)$. Como los índices de contaminación están distribuidos aproximadamente en forma log-normal, una función de forma que se adapta a esto hechos es una multiplicativa, es decir, $I_0 = I^s \cdot \varepsilon$ y por tanto, $\ln I^0 = \ln I^s + \ln \varepsilon$. Recordando que $I^s = f(V,K)$ y $\varepsilon \sim \ln N(\mu_\varepsilon, \sigma_\varepsilon^2)$, esto significa que $\ln \varepsilon \sim N(\mu_\varepsilon, \sigma_\varepsilon^2)$ y que con la forma funcional elegida, $\ln I^0 \sim N(\mu_\varepsilon + \ln I^s, \sigma_\varepsilon^2)$, porque $\ln I^0 = \ln I^s + \ln \varepsilon$ y μ_ε es la media de ε , no de I^0 . Luego, para esta forma funcional⁵⁵, los antilogaritmos se distribuyen de esta manera:

$$I \sim \ln \frac{I^s}{N} e^{\frac{\partial \ln I^s + 0.5\sigma_\varepsilon^2}{\sigma_\varepsilon}}; e^{\frac{\partial \ln I^s + \sigma_\varepsilon^2}{\sigma_\varepsilon}} - e^{\frac{\partial \ln I^s - \sigma_\varepsilon^2}{\sigma_\varepsilon}} \quad (A1)$$

Los elementos estocásticos de este análisis son básicamente dos: a) la meteorología, o el estado del tiempo, y b) aquellos elementos aleatorios del uso de los vehículos, V , y la actividad económica. Puesto que esperamos que $\partial I^s / \partial V > 0$, esto implica que $\partial I^0 / \partial V > 0$ también. El impacto sobre el uso reducido de los vehículos en la variación del índice observado de calidad del aire es dado por:

$$\frac{\partial \text{var } I^0}{\partial V} = \frac{2}{I^s} \frac{\partial I^s}{\partial V} \frac{I^s}{N} e^{\frac{\partial \ln I^s + \sigma_\varepsilon^2}{\sigma_\varepsilon}} - e^{\frac{\partial \ln I^s - \sigma_\varepsilon^2}{\sigma_\varepsilon}} \quad (A2)$$

Esta expresión es la forma específica de los términos $\partial \sigma / \partial V$ en el texto, como en las ecuaciones (9) y (12), y es positiva, como resultado de la políticas implantadas (las concentraciones bajan al disminuir el uso de los vehículos). El término encerrado entre corchetes es positivo, así como el primer término es mayor que el segundo. Esto significa que $\partial(\text{var } I^0) / \partial V > 0$ y para $\delta V < 0$, la varianza de I^0 disminuirá como resultado de las acciones tomadas a) de estimular menos uso de los vehículos, y b) de incrementar los gastos de abatimiento, K , esto es, $\partial(\text{var } I^0) / \partial K < 0$. Técnicamente, esto ocurre porque la media de la distribución log-normal para el I observado, I^0 , está contenida en la expresión correspondiente a la variación en la ecuación (A1), o sea, $\mu + \ln I^s$. Intuitivamente, la usual explicación se aplica: la reducción de la demanda y las medidas de abatimiento empujan la función de densidad hacia la izquierda, y dado que I no es cero y que hay una nueva restricción (α) en la probabilidad de un excedente, la varianza debe declinar. La inspección de la media en la ecuación (A1) indica, mediante un razonamiento semejante al anterior, que $\partial(\mu) / \partial V_p > 0$ también, y así la media declina para las reducciones en V_p .

⁵⁵ Véase Mood, Graybill y Boes, páginas 540-541)

BIBLIOGRAFÍA

- Baumol, W. y Oates, W., *The Theory of Environmental Policy*, segunda edición, Cambridge University Press, 1988
- Dix, M.C. y Goodwin, P.B. "Petrol Prices and Car Use: A Synthesis of Conflicting Evidence", *Transport Policy and Decision Making*, Vol. 2, No. 2, 1982.
- Eskeland, Gunnar "A Presumptive Pigouvian Tax: Complementing Regulation to Mimic an Emissions Fee", *The World Bank Economic Review*, Vol. 8, No. 3, 1994, páginas 373-394.
- Eskeland, G., and Feyzioglu, T., "Is Demand for Polluting Goods Manageable?: An Econometric Study of Car Ownership and Use in Mexico", *Policy Research Working Paper 1309*, El Banco Mundial, junio de 1994.
- Goddard, Haynes C., *Emissions Trading for Mobile Source Control in Mexico City: Part I: An Exploratory Policy Analysis*, manuscrito inédito, Instituto Tecnológico Autónomo de México, Ciudad de México, agosto de 1992.
- Goodwin, P.B., "Evidence on Car and Public Transport Demand Elasticities", manuscrito inédito, Reference 427 (revised), Transport Studies Unit, Oxford University, junio de 1988.
- Informe de Evaluación del Programa "Hoy No Circula"*, Dirección de Prevención y Control de la Contaminación, Departamento del Distrito Federal, febrero de 1990.
- International Energy Agency/OECD, *Car and Global Climate Change*, Paris, 1993.
- Larsen, R. I., "A New Mathematical Model of Air Pollutant Concentration Averaging Time and Frequency", *Journal of the Air Pollution control Association*, enero de 1969, volumen I, Num. 1, páginas 24-30.
- Mood A., Graybill, F. y Boes, D. *Introduction to the Theory of Statistics*, 3ª edición, McGraw-Hill, New York, 1974,
- Muth, Richard, *Cities and Housing: The Spatial Pattern of Urban Residential Land Use*, University of Chicago, 1969.
- National Research Council, *Rethinking the Ozone Problem in Urban and Regional Air Pollution*, National Academy Press, Washington, D.C., 1991
- Opschoor, J. B., "Institutional Change and Development Towards Sustainability", presentación en Third Meeting of International Society for Ecological Economics, Costa Rica, octubre de 1994.
- Pedrero Nieto, Rafael, *Administración Estratégica del Tráfico Urbano (Costo económico y ecológico del tráfico urbano en el área metropolitana de la Ciudad de México): Alternativas de solución*, Instituto de Investigación Económica y Social Lucas Alamán, A.C., 1993, Ciudad de México.
- Repetto, Robert, "The Policy Implications of Non-convex Environmental Damages", *Journal of Environmental Economics and Management*, **14**, pp. 13-29, 1987.
- Reporte Anual Sobre la Calidad del Aire en la Ciudad de México*; Asesoría Ecológica

del Jefe del Departamento del Distrito Federal, enero de 1992.

Rietveld, Piet, "Political Economy Issues of Environmental Friendly Transport Policies", ponencia presentada en VSB International Symposium on Transport and the Global Environment, febrero de 1995, Amsterdam.

Tietenberg, Thomas, *Emissions Trading: An Exercise in Reforming Pollution Policy*, Resources for the Future, 1985.