



## Documento de Trabajo

**ISSN** (edición impresa) **0716-7334**

**ISSN** (edición electrónica) **0717-7593**

### **Permisos Transables de Emisión en Chile: Lecciones, Desafíos y Oportunidades para Países en Desarrollo**

**Enrique Calfucura  
José Miguel Sánchez  
Jessica Coria**

# **PERMISOS TRANSABLES DE EMISIÓN EN CHILE: LECCIONES, DESAFÍOS Y OPORTUNIDADES PARA PAÍSES EN DESARROLLO**

**Enrique Calfucura, Jessica Coria y José Miguel Sánchez**

## **Resumen**

Chile ha sido pionero en la utilización de programas de compensación de emisiones con el objetivo de compatibilizar el crecimiento económico con la protección medioambiental. En este trabajo se analiza la implementación de programas de transacción de emisiones del área metropolitana de Santiago de Chile y se evalúa su relevancia para países en desarrollo. Se argumenta que programas de transacción de emisiones pueden ser la mejor herramienta para enfrentar los problemas de contaminación del aire, incluso en el caso en que las capacidades institucionales no estén bien desarrolladas. Además, la incorporación del sistema de transportes dentro de los programas de transacción de emisiones, así como la posibilidad de avanzar hacia un sistema de transacción donde se transen diferentes contaminantes (inter contaminantes), son elementos novedosos y relevantes en el contexto de las políticas para el control de la contaminación atmosférica. No obstante, dichas innovaciones involucran elementos más complejos en el diseño de implementación de programas de transacción de emisiones.

## **Abstract**

Chile has pioneered the implementation of emission offsetting programs pursuing simultaneously economic growth and environmental protection. In this paper, emission trading programs implemented in Santiago of Chile are analyzed and its relevance for developing countries is evaluated. It is argued that emission trading programs can be the best tool to deal with air pollution problems even in the cases in which the institutional capacities are not well developed. Moreover, the inclusion of the transport system into the emission trading programs and the possibility of moving towards a system of interpollutants exchange are both nouvelle and relevant elements in the context of air pollution control policies. However, these innovations involve rather more complex elements in the design of emission trading programs.

JEL: Q53, Q58

Palabras clave: permisos transables de emisión, compensación de emisiones, contaminación.

---

Dirigir correspondencia a José Miguel Sánchez C. email: jsanchez@faceapuc.cl  
Enrique Calfucura, Facultad de Economía y Empresa, Universidad Diego Portales.  
Jessica Coria, Facultad de Economía y Empresa, Universidad Diego Portales.  
José Miguel Sánchez, Instituto de Economía, Pontificia Universidad Católica de Chile.

## ÍNDICE

RESUMEN	
INTRODUCTION	1
I. CONTAMINACIÓN DEL AIRE Y POLÍTICA AMBIENTAL EN AMERICA LATINA	2
II. EXPERIENCIAS DE PERMISOS TRANSABLES DE EMISIÓN EN CHILE	5
III. PROGRAMAS DE TRANSACCIÓN DE EMISIONES EN UN CONTEXTO DE RESTRICCIONES INSTITUCIONALES: ELEMENTOS DE LA EXPERIENCIA CHILENA	10
III.1 Simplicidad en la Aplicación de Programas de Transacción de Emisiones	11
(a) Institucionalidad de los programas de transacción de emisiones	11
(b) Naturaleza del Instrumento	13
(c) Asignación Inicial de los Permisos	15
III.2 Institucionalizando el Mercado de Transacción de Emisiones	17
(a) Implementado Programas del tipo Cap and trade	18
(b) Transacciones Inter contaminantes	19
(c) Integración de Fuentes Móviles	24
IV. CONCLUSIONES	26
V. REFERENCIAS	28

## Introducción

Durante las últimas tres décadas se ha extendido el análisis e implementación de diferentes programas de transacción de emisiones<sup>1</sup>, los cuales mediante la flexibilización de la forma como los emisores regulados deben cumplir con sus exigencias ambientales, aportan una serie de beneficios para la sociedad. Se aumenta la eficiencia con que se alcanzan los objetivos de la regulación debido a la reducción de los costos de abatimiento de la contaminación, se reduce la incertidumbre respecto al nivel máximo de emisiones que debe ser alcanzado por cada fuente y es un instrumento que es capaz de responder con bastante flexibilidad frente a posibles cambios en la economía (Tietenberg, 1998a). Además, crea incentivos para realizar mejoras en los procesos productivos o la adquisición de tecnologías de abatimiento, ya que esta manera los emisores regulados reducen la cantidad de permisos de emisión utilizados y aumentan sus utilidades (Bohm y Rusell, 1985).

Desde un punto de vista teórico, la implementación de programas de transacción de emisiones pareciera ser un proceso simple. En primer lugar, la autoridad reguladora determina un nivel agregado de emisiones sobre la base de estudios multidisciplinarios que consideran, entre otros, los riesgos a los que está expuesta la población, los beneficios y costos agregados de reducir las emisiones en la zona regulada y los requerimientos para el cumplimiento de los estándares de calidad del aire. Los emisores reciben una asignación inicial de emisiones basadas en mecanismos que reconocen la antigüedad de la fuente (derechos históricos) y/o a través de licitaciones de permisos de emisión. De esta manera, una vez asignadas las emisiones, éstas pueden ser transadas en el mercado permitiendo así optimizar las decisiones de inversión de los agentes privados y maximizar el valor social del recurso distribuyendo los esfuerzos de reducción de emisiones según la eficiencia relativa de las fuentes para abatirlas. Bajo este esquema, las fuentes con menores costos de abatimiento, podrán liberar permisos de emisión que podrán ser ofrecidos en el mercado a otras firmas que tienen costos de abatimiento más altos, generando ahorro de costos tanto para oferentes como demandantes de permisos de emisión.

Programas de transacción de emisiones han sido escasamente implementados en países en desarrollo. Las explicaciones para este fenómeno son variadas. Por un lado, países en desarrollo con problemas de contaminación atmosférica generalmente se encuentran en una etapa inicial de desarrollo de la institucionalidad ambiental y carecen de la información relevante para establecer instrumentos de control de la contaminación más avanzados que los tradicionales estándares de emisión o tecnológicos asociados a los instrumentos de comando y control. Por otro lado, la débil tradición de mercado en muchos países en desarrollo y la aversión de la población y políticos hacia mayores reformas de mercado han dado un débil soporte a la implementación de instrumentos económicos, particularmente los mercados de transacción de emisiones.

Dentro del contexto de los países en desarrollo, Chile parece ser una excepción respecto a la implementación de programas de mercado para la regulación ambiental

---

<sup>1</sup>En Estados Unidos existe un programa federal de transacción de emisiones de gases y material particulado, un programa regional en la contaminada zona de Los Angeles (RECLAIM) y el programa de "lluvia ácida" para la transacción de emisiones de dióxido de azufre (SO<sub>x</sub>) para plantas generadoras eléctricas. En Canadá, ha habido experiencias de compensación de emisiones en las provincias de British Columbia y Ontario (Deweese, 2001). La Unión Europea ha recientemente implementado un sistema de permisos transables de emisiones de carbono.

(Borregard et al., 1997). La aplicación de mercados privados de derechos de agua a principios en 1981 y un sistema de cuotas individuales transferibles de pesca en 1991, han sido experiencias únicas para un país en desarrollo que han sido analizadas detalladamente durante la última década. Respecto a la contaminación atmosférica, tres sistemas de compensación de emisiones han sido establecidos para tratar el problema de la contaminación proveniente de emisores industriales y de grandes proyectos de inversión en el área metropolitana de la Santiago: un programa de compensación de emisiones para material particulado, un programa de compensación de emisiones para gases (óxidos de nitrógeno) y un programa de compensación de emisiones de material particulado y gases para megaproyectos que ingresan el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental.

En este trabajo se analiza la implementación de estos programas de transacción de emisiones del área metropolitana de Santiago de Chile y se evalúa su relevancia para países en desarrollo. Se argumenta que programas de transacción de emisiones pueden ser la mejor herramienta para enfrentar los problemas de contaminación del aire, incluso en el caso en que las capacidades institucionales no estén bien desarrolladas. Las debilidades institucionales y las carencias de información pueden ser subsanadas mediante la aplicación de programas que respeten el principio de la simplicidad en todos sus ámbitos de diseño. Ello permitiría aprovechar las ventajas de este tipo de instrumentos de regulación ambiental, reduciendo la contaminación atmosférica de una manera más eficiente. La incorporación del sistema de transporte dentro de los programas de transacción de emisiones, así como la posibilidad de avanzar hacia un sistema de transacción donde se transen diferentes contaminantes (inter contaminantes), son elementos novedosos y relevantes en el contexto de las políticas para el control de la contaminación atmosférica. No obstante, dichas innovaciones involucran elementos más complejos en el diseño de implementación de programas de transacción de emisiones.

El presente documento está estructurado de la siguiente manera. La sección I analiza el problema de contaminación atmosférica y la política ambiental en América Latina y plantea porqué sería recomendable la implementación de programas de transacción de emisiones. La sección II describe los 3 programas de transacción de emisiones existentes en el área metropolitana de Santiago. En la sección III se extraen lecciones de la experiencia Chilena en transacción de emisiones que pueden servir para el diseño de programas de transacción en un contexto de restricciones institucionales. En la sección IV se presentan las principales conclusiones.

## **I. Contaminación del Aire y Política Ambiental en America Latina**

El deterioro de la calidad del aire en ciudades de América Latina es un problema de creciente interés debido al proceso de urbanización que han experimentado muchos países de la región durante las últimas décadas. En la actualidad, existen 14 grandes aglomeraciones urbanas en América Latina con más de dos millones de habitantes y la población que vive en zonas urbanas representa más del 80% de la población total (UNEP, 2007). Jurado y Southgate (1999) señalan que América Latina es la región más urbanizada en el mundo en desarrollo y ha experimentado durante las últimas décadas, un crecimiento urbano que ha sobrepasado largamente el incremento demográfico general de la región.

Todo lo anterior se ha traducido en un incremento de las emisiones provenientes de los hogares, del transporte y la industria, lo cual ha resultado en que muchas de las principales ciudades de América Latina excedan los estándares de calidad del aire propuestos por la Organización Mundial de la Salud (OMS). En efecto, de acuerdo a la OMS, la concentración ambiental no debería exceder 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  como promedio anual en el caso del material particulado respirable y de dióxido de azufre y 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en el caso del dióxido de nitrógeno. Tal como muestra la Tabla N° 1, estos niveles de contaminación son ampliamente superados en las principales ciudades de América Latina.

**Tabla N° 1: Contaminación Ambientales en las principales ciudades de América Latina**

País	Ciudad	Población 2005 (miles)	Material	Dioxido de Azufre ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 1995-2001)	Dioxido de Nitrogeno ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 1995-2001)
			Particulado 10 micrones ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 2004)		
Argentina	Córdoba	1,423	58	---	97
	Rio de Janeiro	11,469	35	129	---
Brasil	Sao Paulo	18,333	40	43	83
Chile	Santiago	5,683	61	29	81
Colombia	Bogotá	7,747	31	---	---
	Guayaquil	2,387	23	15	---
Ecuador	Quito	1,514	30	22	---
México	Ciudad de México	19,411	51	74	130
Venezuela, RB	Caracas	2,913	10	33	57

Fuente: Banco Mundial, Indicadores de Desarrollo Mundial 2007

(1) Sin información

Aunque la importancia relativa de las distintas fuentes de contaminación difiere entre los países de la región, el uso de combustibles fósiles por parte de la industria da cuenta de una importante proporción de las emisiones de los óxidos de azufre ( $\text{SO}_x$ ), óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ), compuestos orgánicos volátiles (VOC) y material particulado (MP). Entre las fuentes móviles, los buses y camiones a petróleo aportan de manera significativa a las emisiones de monóxido de carbono (CO),  $\text{NO}_x$  y MP, mientras que los automóviles particulares son la principal fuente de VOC, CO y  $\text{NO}_x$ <sup>2</sup>. Finalmente, la utilización de leña en muchos hogares urbanos para fines de calefacción y preparación de alimentos da cuenta de una fracción significativa de las emisiones de material particulado y  $\text{SO}_x$  (Krupnick, 2003).

La rápida implementación de políticas ambientales que sean efectivas, constituye un importante desafío para las autoridades ambientales en los países de América Latina. Sin embargo, la elección del tipo de políticas que mejor se ajuste a la realidad institucional de estos países en desarrollo no es una tarea sencilla. A pesar de la existencia legal de múltiples políticas de control de la contaminación del aire, el nivel de cumplimiento es bajo, al igual que la fiscalización, debido a la falta de recursos y la

<sup>2</sup> El uso de vehículos ha continuado creciendo, en parte debido a la expansión económica y porque las tarifas a las importaciones de vehículos livianos y camiones han ido cayendo.

falta de autonomía de las instituciones a cargo de la protección ambiental (Da Motta et al., 1999)

La exitosa experiencia en el uso de programas de transacción de emisiones en países desarrollados ha llevado a muchos economistas y hacedores de política a proponer este tipo de políticas como la solución a los problemas de contaminación de países en desarrollo. Se ha argumentado que la aplicación de programas de transacción de emisiones podría incrementar la eficiencia económica, descentralizar la elección de técnicas de reducción de emisiones a nivel de las fuentes, promover la adopción de tecnologías más limpias y reducir los costos de cumplimiento (OECD, 2004). A la vez, estas políticas permitirían acomodar el crecimiento y los ciclos económicos sin generar variaciones significativas en el nivel de calidad ambiental. Sin embargo, hay quienes argumentan que el uso de instrumentos de mercado en países en desarrollo está destinado al fracaso debido a las deficiencias institucionales y la falta de recursos y experiencia con tales políticas (Bell y Rusell, 2002; Rusell y Vaughan, 2003).

Aunque la discusión permanece aún abierta, en gran medida debido a que la aplicación de programas de transacción de emisiones en países en desarrollo ha sido escasa, es claro que diferentes elementos deben considerarse en este análisis. En primer lugar, la minimización de los costos de protección ambiental debería ser un criterio fundamental en la elección de políticas en América Latina. En tal sentido, los instrumentos de mercado deberían ser promovidos con mucho más entusiasmo, ya que su principal atributo es que permiten alcanzar los objetivos ambientales a costos menores que los instrumentos de comando y control (Tietenberg, 1998a y 1998b). Diversos estudios soportan este argumento. O’Ryan (1996) encuentra que un sistema de permisos ambientales aplicado a la industria en Santiago de Chile reduciría significativamente los costos totales de abatimiento si las metas globales de emisión son estrictas. Similar resultado es encontrado por Vijay (2003) para el caso de emisores industriales en Ciudad de México. Los ahorros de costos generados por los programas de transacción de emisiones son robustos a la presencia de costos de monitoreo y fiscalización. En tal sentido, Ponce y Chávez (2004) analizan un programa de transacción de emisiones que considera no sólo el abatimiento de emisiones, sino que también la fiscalización necesaria para inducir cumplimiento para cada sistema de control de emisiones en emisores industriales en la ciudad de Talcahuano, Chile, encontrando que un programa de transacción de emisiones es 55% más barato que utilizar una norma de emisión pareja cuando se requiere cumplir con las normas de calidad del aire. En síntesis, de acuerdo a los escasos estudios existentes, la aplicación de instrumentos de mercado podría generar significativas reducciones en los costos de abatimiento también en el caso de países en desarrollo y a pesar de los costos de implementación de dichas políticas.

En segundo lugar, dentro del contexto de la macroeconomía de América Latina, las economías de la región se caracterizan por elevadas tasas de inflación y volatilidad de precios, lo cual podría favorecer la aplicación de programas de transacción de emisiones sobre otros instrumentos económicos. En este sentido, mientras un programa de transacción de emisiones garantiza que el nivel de emisiones se mantendrá estable en el tiempo, un impuesto ambiental a las emisiones podría generar un incremento en el nivel agregado de emisiones en la medida que el nivel real del impuesto vaya reduciéndose debido a la inflación<sup>3</sup>.

---

<sup>3</sup> No obstante, la existencia de shock de oferta puede también ocasionar alzas en los precios de las emisiones, debiendo generarse válvulas de escape tales como la fijación de precios máximos o

En tercer lugar, las instituciones reguladoras y fiscalizadoras tienden a ser débiles en América Latina. Además, se encuentran sujetas a restricciones en el marco legal, en la disponibilidad de datos, en los sistemas de monitoreo y en el conocimiento necesario para realizar su labor eficazmente. Si las políticas de transacción de emisiones requieren procesos de monitoreo más costosos y más frecuentes, entonces estarían en desventaja frente al uso de instrumentos de comando y control en la región. Sin embargo, de acuerdo a Krupnick (2003), los costos de fiscalización y monitoreo están más relacionados a los elementos de diseño de un programa de transacción de emisiones que al tipo de instrumento utilizado. En dicho sentido, los instrumentos de mercado pueden imponer menos requerimientos de información al regulador que los instrumentos de comando y control debido a que son las mismas fuentes las que deben proveer al regulador con dicha información.

En cuarto lugar, la escasez de capital que se observa en algunos países de la región también tiene implicancias en la elección de los instrumentos de política ambiental. Las políticas de comando y control tienen a fomentar la adopción de tecnologías más limpias por medio de la implementación de mandatos o estándares tecnológicos. Tales normativas pueden inducir una solución muy costosa, puesto que no proveen flexibilidad para que firmas más antiguas busquen soluciones alternativas, como por ejemplo, la compensación de emisiones con firmas más nuevas. Kerr and Newell (2000) y Keohane (2001) proveen evidencia al respecto. Kerr y Newell (2000) evaluaron el impacto del sistema de compensación de emisiones para erradicar el plomo en la gasolina en Estados Unidos durante la década de los 1980s, encontrando que esta política genera incentivos para decisiones de adopción más eficientes ya que las firmas con altos costos de cumplimiento prefirieron adquirir permisos de emisión en vez de invertir en tecnologías costosas. Keohane (2001) encuentra un resultado similar al evaluar los efectos del programa de compensación de emisiones de lluvia ácida en Estados Unidos. En particular, este autor encuentra que las empresas son más sensibles a la decisión de adoptar o buscar soluciones alternativas de más bajo costo bajo un sistema de compensación de emisiones que bajo instrumentos de comando y control.

Podemos concluir que los programas de transacción de emisiones pueden ser altamente beneficiosos para los problemas de contaminación del aire en América Latina. Sin embargo, debe considerarse que existen factores tales como la factibilidad política, incertidumbre acerca del desarrollo tecnológico, altos costos de transacción y problemas de justicia ambiental, que pueden ser un obstáculo para la implementación y éxito en los programas de transacción de emisiones, por lo cual se requiere considerar dichos elementos en su diseño (Solomon and Lee, 2000).

## **II. Experiencias de Permisos Transables de Emisión en Chile**

La experiencia en la aplicación de permisos transables de emisión en Chile ha estado estrechamente relacionada con el problema de contaminación del aire que ha experimentado el área metropolitana de Santiago durante las últimas tres décadas. Con una tasa de crecimiento anual de la población 1.4 veces superior a la media del país e igual a 2,1% durante dicho periodo, y una tasa de crecimiento de la economía regional del 7%, la expansión demográfica-económica se ha traducido en un aumento de las fuentes emisoras industriales, la expansión del área urbana y un incremento del parque

---

flexibilización para permitir el cumplimiento de las metas ambientales por parte de los agentes emisores.

vehicular, con el consiguiente empeoramiento de la calidad del aire en el Gran Santiago (CONAMA, 1997).

A principios de los años noventa, el gobierno implementó medidas directas y de alto impacto en el sector de transporte tales como la eliminación de los buses más contaminantes del sistema de transporte público, exigencia de convertidores catalíticos en vehículos particulares nuevos y mejoras en la calidad de los combustibles. Dicha política permitió una reducción importante en la concentración de MP<sub>10</sub>, pero no fue capaz de permitir el cumplimiento de las metas de calidad ambiental y prevenir el aumento de las emisiones producto del crecimiento demográfico y económico de la ciudad<sup>4</sup>. Por otro lado, la carencia de información sobre el número de emisores industriales existentes y su aporte a las emisiones globales dificultó la aplicación de medidas en dicho sector.

De esta manera, en el sector industrial se optó por implementar normas de emisión para los contaminantes que cada emisor industrial podría generar, y adicionalmente un instrumento más flexible que generase incentivos para el auto-reporte de los emisores que no se encontraban registrados en la base de datos de la autoridad. Es así como en 1992 se implementa un programa de compensación de emisiones de material particulado para calderas en el sector industrial<sup>5</sup>. El programa estableció el congelamiento de las emisiones de material particulado generado por las calderas puntuales en la Región Metropolitana mediante la asignación de derechos de capacidad de emisión diaria a perpetuidad para las calderas puntuales existentes, y la exigencia de compensación de un 100% de las emisiones de material particulado para las calderas puntuales nuevas. Los derechos de capacidad fueron asignados a toda caldera puntual que demostrase estar en funcionamiento a la fecha de promulgación del sistema de compensación de emisiones, independiente si la solicitud de cupos de emisión fuese realizada muy posteriormente. Como era de esperar, la asignación de derechos de capacidad permitió un registro masivo de calderas puntuales que a la fecha no habían sido registradas por la autoridad (Montero et al., 2002; Coria, 2006).

La evolución de los derechos de capacidad ó cupos de emisión para calderas y el nivel de actividad al año 2005 es presentado en las tablas N° 2 y N° 3. Se puede apreciar que entre los años 1997 y 2005, se ha producido una reducción cercana al 44% de las emisiones asignadas inicialmente, causada principalmente por el cambio desde una concentración meta de 50 ug/m<sup>3</sup> a 32 ug/m<sup>3</sup>, por el cambio en la tasa de intercambio de emisiones entre fuentes nuevas y existentes<sup>6</sup> y por la pérdida de cupos asociadas a no-uso. Respecto a este último punto, la autoridad ambiental dispuso la caducidad de las asignaciones de emisión para calderas que estuvieran en inactividad, junto con la imposibilidad de ahorro de créditos de emisión por parte de las empresas que compensasen sus emisiones en exceso.

---

<sup>4</sup> Las concentraciones promedio del año de material particulado se han visto reducidas desde 108 ug/m<sup>3</sup> en 1990 hasta los 64 ug/m<sup>3</sup> en el año 2006, pero no cumplen con la norma de calidad del aire anual para dicho contaminante es de 50 ug/m<sup>3</sup> como promedio anual.

<sup>5</sup> Decreto Supremo N° 4 del Ministerio de Salud (D.S N° 4) de marzo de 1992.

<sup>6</sup> Inicialmente esta tasa era igual a 1. Pero debido al exceso agregado de emisiones observado luego de la implementación del programa, la autoridad ambiental decidió incrementar dicha tasa, requiriendo una reducción neta positiva por parte de las fuentes puntuales nuevas. Es así como en 1998 se incremento a 1.2 y a 1.5 en el año 2000. Es decir, a partir del año 2000, por cada unidad de emisión que una fuente nueva emite, una fuente existente deber reducir 1.5 unidades de emisión

**Tabla N° 2. Evolución de los cupos de emisión de calderas**

	Total Kg/día	%
Emisiones totales asignadas en 1997	4031.44	100.0%
Emisiones reducidas debido a incremento en tasa de compensación (1.2) (Modificación implementada en el año 1998)	123.67	3.1%
Emisiones reducidas debido a incremento en tasa de compensación (1.5) (Modificación implementada en el año 2000)	75.52	1.9%
Emisiones reducidas debido a cambio de concentración meta (50 ug/m <sup>3</sup> ) (Modificación implementada en el año 2000)	300.52	7.5%
Emisiones reducidas debido a cambio de concentración meta (32 ug/m <sup>3</sup> ) (Modificación implementada en el año 2005)	567.01	14.1%
Emisiones pérdidas debido a inactividad y caducidad	703.46	17.3%
Emisiones totales en 2005	2261.27	56.1%

Fuente: Coria (2006)

En relación a las transacciones de emisiones, la tabla N° 3 muestra que alrededor de dos tercios de las compensaciones que se han llevado a cabo entre los años 1997 y 2005, han sido realizadas entre fuentes pertenecientes a una misma empresa. La mayor parte de la oferta proviene de fuentes existentes, mientras que la demanda proviene mayoritariamente de las fuentes nuevas.

**Tabla N° 3. Actividad total de transacciones 1997-2005**

	N° de fuentes	N° de Transacciones	Total Kg/día
Compensaciones intra-empresa	279	140	924.42
Compensaciones externas	67	74	492.95
<b>Total de compensaciones aprobadas</b>	<b>346</b>	<b>214</b>	<b>1417.37</b>
Vendedores-fuentes existentes	189		
Vendedores-fuentes nuevas	9		
<b>Numero total de vendedores</b>	<b>198</b>		
Compradores-fuentes existentes	13		
Compradores-fuentes nuevas	216		
<b>Numero total de compradores</b>	<b>229</b>		
<b>N° de fuentes que perdieron emisiones por no transar</b>	<b>126</b>		

Fuente: Coria (2006)

En 1997, con la llegada del gas natural a la Región Metropolitana, se redujeron los costos de abatimiento, lo que debió haber generado una fuerte expansión en la oferta de créditos de emisión y debió haber generado una mayor actividad en el mercado<sup>7</sup>. Sin embargo, ello no ocurrió ya que los propietarios de calderas con cupos de emisión decidieron no participar activamente en el mercado de compensación de emisiones<sup>8</sup>.

<sup>7</sup> Se observó una fuerte reducción en los precios reales por kg/día de material particulado transado, desde US \$ 11.800 en septiembre de 1997 hasta los US \$4.800 en abril del 2007.

<sup>8</sup> El desempeño del programa de compensación de emisiones en la industria ha sido analizado por Montero et al. (2002), Chávez y Palacios (2003) y Coria (2006).

Una serie de factores explican esta situación: la incertidumbre regulatoria producto de las modificaciones de metas de emisión en el tiempo y la indefinición de lo que ocurrirá con las compensaciones temporales realizadas hasta la fecha; los altos costos de transacción, asociados a las dificultades de encontrar oferentes y los costos administrativos y de intermediarios que incrementan los costos de la compensación<sup>9</sup> y las restricciones que ha impuesto la fiscalización que han transformado los cupos de emisión en derechos permanentes en vez de derechos diarios, reduciendo la liquidez.

A pesar de las deficiencias observadas en el programa de compensación de MP<sub>10</sub>, los beneficios de flexibilizar el cumplimiento de las metas individuales en el sector industrial a través de un sistema de compensación de emisiones, en conjunto con la demanda de los propios agentes regulados, permitió implementar un nuevo sistema de compensación de emisiones para óxidos de nitrógeno (NOx) en el 2005 para grandes emisores industriales. En este caso, la asignación inicial de emisiones para el año 2007 asignó un cupo global equivalente al 66% de las emisiones de NOx existentes al año 1997, el cual se reduciría a un 50% en el año 2010, con el objetivo de cumplir las metas establecidas en el Plan de Prevención y Descontaminación del Aire de la Región Metropolitana.

Un hecho muy interesante se relaciona con la economía política de la regulación ambiental. La puesta en marcha del sistema de compensación de emisiones para NOx en la industria se llevó a cabo en momentos en que las restricciones a la importación de gas natural desde Argentina comenzaban a restringir el uso de dicho combustible y fomentaba el uso de combustibles de respaldo más sucios. En efecto, las emisiones de las fuentes industriales han aumentado significativamente debido a la escasez de gas natural, elevando significativamente los costos de cumplimiento aún en presencia de un sistema de compensación de emisiones. De acuerdo a la información disponible, de 46 fuentes activas existentes en el año 2005, sólo 33 fuentes cumplirían con el cupo de emisiones asignado por la autoridad ambiental para el año 2007, cifra que aumenta a 46 fuentes si se considera que la autoridad ambiental ha previsto la asignación de cupos más generosos para el año 2010 bajo el supuesto de restricciones a la importación de gas natural. En término de magnitud de emisiones, la tabla N° 4 presenta las emisiones bajo los escenarios de uso del combustible base (gas natural) y del combustible de respaldo. Se puede observar que, ni siquiera utilizando el combustible base, las emisiones agregadas del conjunto de fuentes reguladas logran alcanzar la meta deseada por la autoridad ambiental de reducir un 50% las emisiones respecto al año 1997. Si las fuentes industriales siguen utilizando el combustible de respaldo, las emisiones resultantes se reducen sólo serán un 19% menos que las emisiones observadas el año 1997. Debido a la dificultad técnica de cumplir con las metas previstas por la autoridad ambiental es que ha existido un déficit de oferta de emisiones de NOx en el mercado que podría obligar eventualmente a la industria a adoptar tecnología de abatimiento para lograr cumplir con sus metas. Evidentemente, este problema es aún mayor en el caso de las fuentes nuevas, dado que se espera que la oferta siga siendo insuficiente para materializar su compensación de emisiones.

---

<sup>9</sup> El proceso administrativo podía llevar hasta 10 meses antes de aprobar/rechazar la solicitud de compensación.

**Tabla N° 4. Emisiones sistema de compensación para NOx en la Industria**

	Combustible	Combustible de
	base	respaldo
	Ton/año	Ton/año
Emisión de NOx año 1997	8.480	8.480
Emisiones de NOx fuentes existentes año 2005	3.873	4.897
Emisiones de NOx fuentes nuevas año 2005	1.503	1.980
Emisiones de NOx total fuentes año 2005	5.376	6.877
% reducción de emisiones respecto al año 1997	47%	19%

Fuente: Gamma (2007)

En la lógica de un sistema de compensación de emisiones, y más en general en un sistema de permisos de emisión transables, no existe un límite para el número de fuentes nuevas que puedan ingresar a una zona donde las emisiones globales o sectoriales se encuentren congeladas, sólo se requiere que éstas fuentes compensen al menos un 100% de sus emisiones. Esta misma lógica puede ser aplicada a cualquier fuente que pudiese incrementar las emisiones en una zona contaminada. Con el objetivo de compatibilizar el concepto de congelamiento de las emisiones globales de las fuentes reguladas con el objetivo de crecimiento económico es que la autoridad ambiental implementa en 1998 un sistema de compensación de emisiones para los nuevos proyectos sometidos al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) en la Región Metropolitana. Esta regulación establece que los nuevos proyectos con emisiones que superen ciertos límites de emisión para diferentes contaminantes deben compensar sus emisiones en un 100% a través de la reducción en emisiones de otras fuentes existentes. Los límites de emisión fueron establecidos con el objetivo de considerar sólo los proyectos de mayor envergadura, dada las restricciones que enfrenta la autoridad ambiental en términos de profesionales y fiscalizadores para abarcar todo el universo de nuevos proyectos sometidos al SEIA.

La exigencia de compensación en el SEIA fue establecida de la siguiente manera: en una primera etapa, los proyectos ingresados al SEIA deben presentar una estimación de sus emisiones directas e indirectas ante la autoridad ambiental, quién certifica que estas se rijan por las metodologías reconocidas por la autoridad. En una segunda etapa, el proyecto debe presentar un plan de seguimiento de las emisiones, y posteriormente antes que sus emisiones se encuentren en el 80% del límite máximo de emisión un plan de compensación de emisiones.

A continuación describimos brevemente el desempeño del sistema de compensación de emisiones del SEIA, dado que no existe literatura previa que recoja este aspecto. Primero, la mayor parte de los proyectos con exigencia de compensación han correspondido a proyectos inmobiliarios (38%), tratamiento de residuos sólidos domiciliarios (28%) y proyectos de extracción de áridos (21%). Segundo, los costos de los programas de compensación han sido heterogéneos entre distintos tipos de actividades y dentro de una misma actividad. Entre 1999 y 2006 se ha observado que proyectos inmobiliarios han enfrentado costos promedio de compensación que apenas alcanzarían al 0,5% del valor total de la inversión de cada proyecto, mientras que para rellenos sanitarios y estaciones de transferencia de residuos sólidos dichos montos superaban 8% del valor total de la inversión. Por otro lado, han existido diferencias

significativas entre proyectos inmobiliarios y rellenos sanitarios con similares emisiones, con las consiguientes distorsiones en los mercados inmobiliarios y de tratamiento de los residuos sólidos domiciliarios. Tercero, las actividades de transporte han sido las principales responsables de las emisiones indirectas asociadas a los proyectos que han debido compensar emisiones. En el caso de los proyectos inmobiliarios, dichas emisiones se asocian a la mayor distancia recorrida por los propietarios de las nuevas viviendas en proyectos que expanden el radio urbano del Gran Santiago. En los proyectos de rellenos sanitarios, plantas de transferencia y extracción de áridos, dicha mayor distancia recorrida es asociada a la operación de los camiones que transportan la basura o los áridos. Finalmente, ha existido una carencia de oferta de emisiones para algunos contaminantes, lo cual ha elevado sustancialmente los costos de cumplimiento de las compensaciones.

La principal ventaja de la aplicación de un programa de compensación de emisiones para megaproyectos ingresados al SEIA en la Región Metropolitana es que cualquier otro sistema de regulación no permite cumplir en la práctica con el objetivo de anular el incremento de emisiones producido por las mayores distancias recorridas o el aumento en la cantidad de vehículos en circulación. En particular, los bajos costos de compensación en los proyectos inmobiliarios permiten reducciones de emisiones que no podrían ser logradas si se cobrara el costo promedio de la compensación a través de un peaje a cada propietario de vivienda. Dada la baja elasticidad de demanda para el combustible y el uso de un vehículo, sería necesario aplicar cargos relativamente altos, lo que los haría una herramienta poco costo-efectiva para prevenir el aumento en las emisiones (Cifuentes y Montero, 1998).

### **III. Programas de Transacción de Emisiones en un Contexto de Restricciones Institucionales: Elementos de la Experiencia Chilena**

En esta sección se analiza si es posible implementar programas de transacción de emisiones cuando existen restricciones institucionales. Al respecto se plantean dos hipótesis.

En primer lugar, a base de la experiencia chilena, argumentamos que es posible implementar dichos programas aún cuando existen importantes diferencias institucionales respecto a los países desarrollados si consideramos *la simplicidad* como uno de los principios básicos en el diseño de un programa de transacción de emisiones. Intentos para solucionar otros problemas tales como la equidad intergeneracional, y la contaminación concentrada localmente, probablemente puede imponer restricciones sobre los emisores que minen los méritos de los programas de transacción de emisiones<sup>10</sup>. La complejidad tiende a implicar mayores necesidades de información, decisiones altamente costosas en tiempo y controversiales debates que pueden aumentar los costos de transacción tanto para la autoridad reguladora como para las fuentes reguladas. Si bien puede existir un compromiso inquietudes ambientales y costo-efectividad, la sociedad debería hacer un esfuerzo en tratar de balancear esos dos valores basados en la simplicidad del instrumento.

En segundo lugar, independiente de la simplicidad, los programas de transacción de emisiones requieren de cierta construcción y soporte de la institución del mercado, elementos que se encuentran débilmente desarrollados en el ámbito de la gestión

---

<sup>10</sup> Los programas iniciales de transacción de emisiones implementados por la US EPA son ejemplos claros de cómo la imposición de restricciones afecta el éxito de tales iniciativas.

ambiental y del proceso político de los países de América Latina. En el caso chileno, esta no es una excepción. Los programas de transacción de emisiones que han sido implementados se basan en el concepto de crédito de reducción de emisiones, lo que se ha traducido en altos costos de transacción y escasa profundización del mercado. Es posible mejorar el desempeño de los programas de transacción de emisiones mediante la implementación de sistemas del tipo *cap and trade* y la posibilidad de transacción entre diferentes contaminantes.

Por último, cabe destacar la importancia de implementar sistemas de compensación transparentes, donde el público en general pueda acceder fácilmente a estadísticas sobre el desempeño de los programas, las transacciones de mercado y el nivel de cumplimiento. Esta información facilita la evaluación ex-post de las políticas, incrementa la credibilidad de sistema y favorece la participación de la sociedad en la consecución de los objetivos ambientales. En efecto, el acceso público a información sobre el desempeño del sistema de compensaciones permite participar a la sociedad en general en las tareas de fiscalización, lo que puede tener un impacto significativo en el nivel de cumplimiento en un contexto de falencias institucionales.

### **III.1 Simplicidad en la Aplicación de Programas de Transacción de Emisiones**

#### **(a) Institucionalidad de los programas de transacción de emisiones**

El funcionamiento de un programa de transacción de emisiones requiere de cierta institucionalidad para que se encargue de una serie de tareas, tales como disponer de la información acerca de las emisiones de las fuentes existentes y nuevas que se instalen en el área de aplicación del programa, decidir si por sus características una fuente pertenece o no al sistema de compensación de emisiones, exigir que la mencionada fuente disponga de los créditos o permisos de emisión necesarios para cubrir sus emisiones y verificar que las transacciones tengan una contraparte en reducción de emisiones para compensar el aumento de emisiones del agente comprador. Otra tarea corresponde a la estimación de las líneas base de emisiones de las diferentes fuentes existentes sobre las que se desee realizar reducciones en las emisiones. La estimación de la línea base es clave para la efectividad de la compensación de las emisiones ya que en función de ésta las fuentes deberían recibir permisos de emisión.

Los países de América Latina presentan diferentes estructuras así como niveles de desarrollo de su institucionalidad ambiental, y en particular, aquella relacionada al control de la contaminación del aire. Sin embargo, programas de transacción de emisiones podrían implementarse independiente de la estructura institucional ambiental existente en cada país. Incluso la inexistencia de institucionalidad no debería ser un freno para la aplicación de un programa de transacción de emisiones, dado que siempre se puede recurrir a los organismos estatales existentes con cierta competencia en el ámbito ambiental. En la experiencia chilena, el programa de transacción de emisiones para calderas industriales que fue implementado en 1992, es anterior a la promulgación de la Ley de Bases del Medio Ambiente y al establecimiento de la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). Como sustituto a la inexistente institucionalidad ambiental, se delegó la administración del programa al Ministerio de Salud, quién era el responsable de velar por la salud de la población, la cual se veía afectada directamente por el problema de la contaminación del aire.

Adicionalmente, la manera como está diseñada la institucionalidad ambiental sobre la cual se implementa un programa de transacción de emisiones claramente tiene un

efecto sobre el desempeño de este tipo de instrumento económico. Por ejemplo, en el programa de compensación de emisiones del SEIA en el Área Metropolitana de Santiago, la CONAMA administra el registro de compensaciones, mientras que diferentes organismos dependientes de otros ministerios realizan el proceso de fiscalización de las compensaciones de emisión. Este particular esquema no ha estado exento de problemas debido a la superposición de regulaciones de los diferentes ministerios con el programa de compensación de emisiones. Por un lado, la autoridad que administra el sistema de compensación de emisiones en la industria para NOx y material particulado entra generalmente en conflicto con la CONAMA, dado que la primera aplica sus criterios de compensación de emisiones a proyectos SEIA incluidos en el sistema de compensación de emisiones administrado por CONAMA. Diferencias en el monto a compensar en emisiones, si una fuente o un conjunto de fuentes debe compensar o no, y los criterios para definir la línea base de emisiones, han sido un elemento recurrente de conflicto entre los sistemas de compensación. Por otra parte, cambios en regulaciones sobre el sector transporte, tales como exigencias de vida útil máxima o normas de emisión han afectado el valor de las compensaciones ex-post, lo cual ha afectado la efectividad ambiental de las compensaciones con fuentes voluntarias del sector transporte. Mecanismos que ayuden a una mayor integración de los diferentes sistemas de compensación de emisiones en funcionamiento serían entonces necesarios, en orden a reducir los costos de transacción asociados y mejorar la efectividad del sistema.

En segundo lugar, frente a la falta de recursos para fiscalizar las emisiones de los emisores, es posible recurrir a agentes privados que provean la función de acreditación de emisiones. Tanto en el programa de transacción de emisiones de emisores industriales como en el programa de compensación de emisiones para megaproyectos del SEIA, gran parte del monitoreo y fiscalización de las emisiones es desarrollado por laboratorios que miden y acreditan las mediciones de emisión para cada emisor. Dichos acreditadores deben cumplir con una serie de requerimientos técnicos, de infraestructura y personal y se encuentran sujetos a la supervisión del Ministerio de Salud.

Un programa de transacción de emisiones se basa fuertemente en requerimientos de auto-reporte de parte de los emisores regulados. En el caso del programa de transacción de emisiones en la industria, la autoridad exige reportes anuales mediante una declaración de emisiones que considera: la identificación de las fuentes; características de las fuentes; condiciones de operación de la fuente y las mediciones de las emisiones. Los reportes son contratados por las fuentes a alguno de los laboratorios privados autorizados de acreditación de emisiones, los cuales se encargan de realizar y entregar los resultados de las mediciones directamente al Ministerio de Salud. Para asegurar la calidad de tales mediciones, el Ministerio de Salud realiza auditorías sobre los emisores; y examina a las empresas privadas de medición. De este modo, la fiscalización se realiza en forma directa a la fuente emisora y de forma indirecta a través de los laboratorios privados de medición (Montero et al, 2002). Si bien durante los primeros años de implementación del programa de transacción de emisiones era habitual encontrar diferencias entre los valores informados por los laboratorios y los medidos por el Ministerio de Salud, dichas diferencias han disminuido significativamente producto de la mayor fiscalización de las fuentes y laboratorios.

El desconocimiento de la tecnología de abatimiento puede influir negativamente sobre el nivel de cumplimiento de las fuentes reguladas. Palacios y Chávez (2005) plantean que las fuentes que incumplían sus emisiones en el programa de transacción de

emisiones de emisores industriales no disponían de la tecnología de abatimiento adecuada para el combustible que ellas utilizaban. En América Latina, con la excepción de Ciudad de México y Sao Paulo, los problemas de contaminación del aire han sido abordados sólo recientemente, y por ello, los problemas de información sobre las tecnologías de abatimiento pueden ser relevantes en el funcionamiento de un programa de transacción de emisiones.

Un elemento que podría mejorar el desempeño de los programas de compensación de emisiones a bajo costo es el uso complementario de políticas de revelación de información. Estas políticas forman la base de lo que se ha denominado por parte de algunos investigadores como la tercera generación de políticas ambientales (Tietenberg, 1998b) y se basan en la provisión pública de información respecto al desempeño ambiental de las fuentes reguladas. Varios estudios muestran que los mercados de capital, consumidores y el público en general reaccionan ante dicha información castigando a aquellas firmas que no cumplen, lo que genera incentivos adicionales para un mayor nivel de cumplimiento por parte de las fuentes reguladas. Dasgupta y Laplante (2001), por ejemplo, analizan la reacción de los mercados de capital en varios países de América Latina ante los anuncios relacionados con el desempeño ambiental de algunas firmas responsables por crisis ambientales durante la década de los noventa. Dichos autores encuentran que dichas firmas experimentaron significativas reducciones en su valor de mercado. Claramente, la implicancia de política de este resultado es que los reguladores ambientales pueden beneficiarse explícitamente de estas fuerzas de mercado proveyendo información sistemática y estructurada sobre el nivel de cumplimiento de las fuentes reguladas, compensando de esta manera las falencias relacionadas a la débil fiscalización de las políticas y las restricciones legales a la imposición de multas y penalidades efectivas. [Evidencia adicional sobre los efectos positivos de las políticas de revelación, tanto en países desarrollados como en países en desarrollo, es provista por Konar y Cohen (1997), Dasgupta et al. (2006) y Garcia et al. (2007)]. A la vez, la disponibilidad sistemática de información actualizada sobre los programas ambientales facilita la evaluación de estos mismos y la implementación de modificaciones destinadas a mejorar su funcionamiento.

#### **(b) Naturaleza del Instrumento**

La literatura económica reconoce que programas de transacción de emisiones pueden implementarse a través de dos tipos de instrumentos: “créditos de reducción de emisiones”, CRE, y “permisos del tipo cap and trade”, PCT (Tietenberg, 1998a). CRE requiere la certificación previa de la reducción de emisión frente a la autoridad reguladora para transar créditos. En adición, un CRE genera un tipo derecho de emisión que, generalmente, tiene una duración permanente y tiende a entregar una mayor certidumbre a las fuentes existentes respecto de la cantidad de emisiones con las cuales contará por un período determinando. Por otra parte, PCT no requiere que la autoridad certifique la reducción de emisiones y la transacción cuando está ocurra, sino que exigen que el total de PCT calce con las emisiones permitidas para cada fuente en el momento de conciliación. La duración del PCT es determinado por la autoridad, pero en general, en la experiencia internacional los permisos tienen una duración de un año. Los programas de compensación de emisiones en la industria y el SEIA del área metropolitana de Santiago corresponden a programas de CRE.

Programas de transacción de emisiones que se basan en CRE tienden a requerir menores esfuerzos de cambios regulatorios y legales, por lo que enfrentan menores costos de implementación que programas PCT. Esto es particularmente relevante para países en desarrollo. Al respecto, un elemento esencial de discusión sobre implementar PCT o CRE, es que los CRE pueden operar aún cuando no existe una definición explícita de la contaminación como un bien transable. Para realizar una compensación sólo es necesario un agente emisor que requiera cierta cantidad X de créditos, pueda convenir con otro agente la transacción de al menos dicha cantidad, a objeto de compensar sus emisiones. No existen mecanismos alternativos de transacción o desarrollos de mercados más líquidos donde transar emisiones. Aún cuando dos agentes “transan” emisiones en base a CRE, el concepto de propiedad sobre el aire no es explícito. De este modo, todas las consecuencias legales y tributarias asociadas a la transacción de bienes no son aplicables a transacciones de CRE, no así en el caso de PCT. Dado que el aire es un bien nacional de uso público, establecer un programa de PCT requeriría de una Ley que defina la asignación y la naturaleza del bien transable, al igual que el caso de los mercados privados de derechos de agua y el sistema de cuotas individuales y transferibles de pesca actualmente en funcionamiento en Chile<sup>11</sup>. En el centro del debate está, por un lado, el concepto que permisos de emisión deberían ser tratados como derechos de propiedad, en orden a proteger los incentivos para que las firmas inviertan en reducción de emisiones, mientras que por otro lado, los grupos ambientalistas han argumentado que el aire es un bien público compartido por toda la población y no debería ser transformado en propiedad privada. Es posible argumentar que esta disyuntiva puede ser solucionada considerando la experiencia en el sistema de cuotas individuales y transferibles de pesca, donde los dueños de las cuotas tienen cierta seguridad con respecto a la asignación de permisos, pero esta seguridad no considera la totalidad del derecho de propiedad. En el Programa de Lluvia Acida de EE.UU, un permiso representa una autorización limitada para emitir SO<sub>2</sub>. Este no es un verdadero derecho de propiedad pero parece funcionar de manera similar (Tietenberg, 1998a; EPA, 2003).

La simplicidad legal e institucional con la cual un programa de transacción de emisiones basado en CRE puede ser un elemento fundamental para su implementación en otros países de América Latina. No obstante, es necesario tener en consideración que los CRE también exhiben varias deficiencias. Programas basados en CRE pueden ayudar a construir cierta institucionalidad y cultura antes de la implementación de programas de transacción de emisiones basados en PCT. Kim (2006) diferencia entre transacciones basadas en proyectos, como el esquema de los programas de transacción de emisiones de emisores industriales y megaproyectos del SEIA, y un sistema de transacción basados en tasas de emisión. En este último caso, los emisores pueden ganar créditos automáticamente si ellos mantienen sus tasas de emisión promedio bajo un estándar de desempeño. A diferencia de las transacciones basadas en proyectos, no existe el requerimiento de pre-aprobación de la transacción. Un sistema de transacción de emisiones basadas en tasas podría ser una herramienta intermedia entre un programa CRE y otro de PCT.

La dimensión temporal puede ser un elemento relevante de un programa de compensación de emisiones basados en CRE. Dado que en general, un CRE es un derecho a perpetuidad, la línea base sobre la cual se define la reducción de emisiones es

---

<sup>11</sup> Cabe señalar, que desde el año 2003 se encuentra trabada en el Congreso Nacional una Ley de Bonos de Descontaminación, la cual permite, entre otros puntos, el uso de PCT.

particularmente relevante para el valor monetario del CRE y la efectividad de la compensación de emisiones realizada. En el programa de compensación de emisiones del SEIA, la emisión estimada al momento de la transacción, determina el valor físico del CRE generado (y su valor monetario). Lamentablemente, en la estimación del CRE no se considera el efecto de otras regulaciones ambientales ó de la vida útil de la fuente con quién se va a compensar. De este modo, la compensación efectiva es sólo temporal, ya que se considera que los vehículos retirados circularían por siempre y existen regulaciones adicionales sobre las fuentes que limitan el valor del crédito de reducción utilizado, por lo que la compensación se diluye en el largo plazo y sólo significa un adelantamiento de la renovación de tecnologías. Esto contrasta con la experiencia de EE.UU, donde los diferentes programas de retiro de vehículos para compensar emisiones sólo consideran una duración limitada para los créditos de reducción de emisión, por lo que es necesario volver a compensar emisiones después que los créditos expiran (Alberini et al., 1995). Por ejemplo, en el caso del programa de RECLAIM en el Distrito Sur de California, la metodología para el cálculo de créditos generados por la eliminación de vehículos considera que éstos estarían en circulación solamente durante 3 años. Considerar CRE provenientes de vehículos particulares de manera similar al RECLAIM, implicaría la necesidad de compensaciones periódicas a perpetuidad.

Finalmente, es necesario analizar otro elemento relevante de programas de transacción de emisiones basados en CRE en base a la experiencia chilena. El concepto de derechos de capacidad de emisión puede ser una alternativa muy efectiva para salvar los problemas de monitoreo y fiscalización de transacción de emisiones basadas en emisiones reales. La autoridad determina la capacidad de emisión basada en el tamaño actual de la fuente y el tipo de combustible que utiliza, los que son medidos durante las inspecciones anuales (Montero et al 2002). En otros términos, lo que está siendo medido por la autoridad no son las emisiones reales sino que la capacidad de emisión y por consiguiente, lo que se está transando no son permisos de emisión sino que permisos de capacidad. Así, después de cada inspección, la autoridad procede a reconciliar la capacidad de emisión estimada con la cantidad de permisos de capacidad mantenidos por la fuente. Es importante notar que a pesar de que los permisos se definen sobre una base diaria (y a perpetuidad), las limitaciones de monitoreo restringen a las fuentes a transar los permisos por períodos anuales o en forma permanente.

### **(c) Asignación Inicial de los Permisos**

La asignación inicial de emisiones es clave para la aceptación de programas de transacción de emisiones por parte de los agentes regulados. En este sentido, la práctica de asignar emisiones a las fuentes existentes sobre la base de derechos históricos, conocida comúnmente como *grandfathering*, ha sido el medio más común de ganar el apoyo de parte de los emisores existentes. Estos últimos representan un grupo de interés más claramente definido que los potenciales nuevos entrantes en la industria o actividad afectada. Por otro lado, la experiencia de países desarrollados muestra que sólo una proporción menor del total de emisiones en un programa de transacción de emisiones ha sido realizada mediante subastas. En el programa de Lluvia Acida, cada año las autoridades ambientales subastan 2.8% de los permisos de emisión de las fuentes existentes como una manera de otorgar mayor liquidez al mercado. Del mismo modo, las subastas permiten transparentar la información de precios de los permisos en el mercado.

En términos de justicia en la asignación de permisos, el método de asignación incluyendo los años base no deberían ser poco favorable a las firmas que han invertido mucho en abatimiento de emisiones previamente a la introducción de un programa de transacción de emisiones o para aquellos que han sufrido recesiones en la industria (Kosobud, 2000; OECD, 2002). En este sentido, una de las principales críticas a las asignaciones mediante derechos históricos se refiere a que éstas pueden ser injustas con las fuentes emisoras que han sido más limpias.

Considerando que los países de América Latina poseen un menor desarrollo en materia ambiental y de instituciones de mercado, que existe una necesidad de compatibilizar las regulaciones ambientales con el crecimiento económico, y que se requiere el apoyo de los agentes regulados para el funcionamiento de un programa de transacción de emisiones, resulta claro que se debe considerar algún elemento de derechos históricos en la asignación inicial. En Chile, el programa de transacción de emisiones de emisores industriales ha conjugado dentro de la asignación inicial cierto reconocimiento de derechos históricos y los esfuerzos previos de abatimiento. El tamaño de la fuente, medido a través del caudal en el caso de las calderas o el nivel de producción en el caso de los procesos industriales, refleja por un lado el componente de derecho histórico. El factor de emisión promedio parejo para todas las fuentes en cierta categoría, refleja por otro lado el reconocimiento de los esfuerzos de abatimiento. De esta manera, fuentes que históricamente emitían más emisiones debido a su tamaño reciben un mayor derecho de capacidad que fuentes de menor tamaño. Por otra parte, fuentes que hayan adquirido tecnología de abatimiento de manera previa a la introducción del programa tendrán la misma asignación de emisiones que fuentes de similares características pero sin tecnología de abatimiento, por lo que podrán vender o guardar sus excedentes en el mercado.

Cabe señalar que construir un programa de transacción de emisiones sobre la base de derechos históricos definidos en términos de emisiones históricas podría ser un problema para países en donde no existe un marco regulatorio o institucional previo sobre el cual construir el sistema. Puede ser difícil determinar la asignación inicial bajo una asignación gratuita en un ambiente que carezca de esquema regulatorio previo que defina la línea base de tratamiento para los diferentes emisores. Por ejemplo, en el programa de compensación de emisiones, la definición de cuál es la emisión histórica en modificaciones de proyectos tales como ampliaciones o cambios de tecnología sobre fuentes existentes ha llevado a un constante conflicto entre los dueños de los proyectos y la CONAMA respecto a cuanto debe compensarse ó cual es la cantidad de CRE que son generados.

Como se señaló con anterioridad, una de las ventajas de asignar emisiones de manera gratuita a fuentes existentes es que genera incentivos al registro de fuentes que no estaban inventariadas por las autoridades ambientales. Esto fue uno de los principales logros del programa de transacción de emisiones en el sector industrial del área metropolitana de Santiago, dado que permitió la identificación y la inspección de todas las fuentes fijas. Sin embargo, dejó al descubierto importantes diferencias entre los inventarios de emisiones iniciales y las emisiones efectivas, lo cual obligó a que las autoridades debieran ajustar los parámetros que definían los derechos de capacidad de emisión para cada fuente existente dentro del programa<sup>12</sup>. Es muy probable que otros

---

<sup>12</sup> Ello se logró mediante la rebaja del factor de emisión explícito en el mecanismo de asignación de emisiones diarias permitidas desde 56 ug/m<sup>3</sup> en el año 1997 hasta 50 ug/m<sup>3</sup> en el año 2000 y 32 ug/m<sup>3</sup> en el año 2005.

países en desarrollo se encuentren con una similar encrucijada al querer implementar programas de transacción de emisiones, cuestión que podría ser resuelta si se informa que sólo las fuentes que demuestren haber estado en operación hasta una fecha límite recibirán permisos, para en una etapa posterior con la mayor información del universo y características de las fuentes implementar el mecanismo de asignación<sup>13</sup>.

Finalmente, la participación voluntaria en un programa de transacción de emisiones puede reducir los costos de abatimiento, esto también puede llevar a una sobre-asignación de permisos debido a problemas de selección adversa. Por ejemplo, Kim (2002) señala que en el caso del Programa de Lluvia Acida, las pérdidas producto del exceso de asignación de permisos y mayor contaminación pueden haber compensado en parte las ganancias por menores costos de control, resultando en menores beneficios de la aplicación del programa. En general, las fuentes voluntarias pueden tener o no cierta regulación ambiental previa, lo cual evidentemente afecta cuanto será la asignación de emisiones sobre la base de un sistema de CRE. Sin embargo, permitir la participación de fuentes voluntarias puede, además de bajar los costos de transacción y control en un programa de transacción de emisiones, permitir el control de las emisiones de fuentes que anteriormente no estaban siendo reguladas, lo que facilitaría la transición hacia un programa de transacción de emisiones que integre fuentes emisoras de diferentes sectores (industria, transporte, hogares). Adicionalmente, fuentes emisoras que en otro caso no hubieran estado reguladas ahora se encontrarían con la obligación de cumplir con todas las responsabilidades que se exigen a fuentes reguladas en un programa de transacción de emisiones.

### **III.2 Institucionalizando el Mercado de Transacción de Emisiones**

La experiencia chilena muestra que un aspecto clave en el funcionamiento de los programas de transacción de emisiones, es la baja preocupación de los administradores de tales programas por desarrollar instituciones que permitan menores costos de transacción y una mayor liquidez del mercado (Montero et al., 2002). Existen una serie de explicaciones a este hecho. En primer lugar, el fuerte sesgo medioambiental del Ministerio de Salud ha restringido las posibilidades de transacción dentro del programa para emisores industriales mediante una serie de acciones definidas por el regulador: la caducidad de las asignaciones de emisión para calderas que estuvieran en inactividad, imposibilidad de ahorro de créditos de emisión por parte de las empresas que compensasen sus emisiones en exceso y costos de transacción relativamente altos. En segundo lugar, diferentes organismos administrando sistemas de compensación interrelacionados generan costos adicionales producto de la superposición de regulaciones y responsabilidades administrativas entre agentes. Por ejemplo, algunas compensaciones de emisión del SEIA para fuentes no puntuales han sido objetadas por el Ministerio de Salud sobre la base de la aplicación de los criterios del programa de compensación de emisiones de material particulado en el sector de emisores industriales.

Como se ha señalado anteriormente, programas de transacción de emisiones pueden ser implementados más fácilmente en una primera etapa, a través de CRE. Sin embargo, esto no puede dejar de lado la posibilidad de mejorar el funcionamiento de programas de transacción de emisiones mediante el desarrollo de instituciones que minimicen los

---

<sup>13</sup> La autoridad puede exigir a los propietarios de las fuentes diversos documentos, tales como certificados de compra y mantención, facturas de consumo de combustible ó certificados tributarios en orden a verificar la existencia y operación de las fuentes

costos de transacción y entreguen mayor liquidez. En las siguientes sub-secciones analizamos la posibilidad de implementar 3 tipos de instrumentos que van en dicha dirección: programas de transacción de emisiones del tipo *cap-and-trade*; mercado integrados entre diferentes contaminantes; y finalmente, la incorporación de fuentes móviles dentro de un programa de transacción de emisiones.

#### **(a) Implementado Programas del tipo Cap and trade**

Programas de transacción de emisiones basados en CRE tienden a presentar altos costos de transacción y poca liquidez. En contraposición, programas de transacción de emisiones del tipo PCT tienden a ser instrumentos bastante líquidos, pero cuyas consecuencias legales son más complejas. PCT podrían ser transados en mercados spot y futuro a objeto de satisfacer los cumplimientos de metas de emisión en diferentes períodos de tiempo. La posibilidad de transacciones inter temporales aumentaría los ahorros de costos y la certidumbre para las fuentes emisoras (Cason y Plott, 1996). Este diseño es coherente con un sistema de permisos de emisión del tipo *cap and trade*. La experiencia internacional muestra que dicho diseño institucional mejora sustancialmente el funcionamiento de los mercados de transacción de emisiones. A lo anterior, se une el apoyo que ha encontrado la implementación de programas PCT por parte de la autoridad ambiental y los sectores empresariales (Montero et al., 2002). Por otro lado, un programa del tipo PCT permitiría además integrar de mejor forma a otras fuentes dentro de un programa integrado de transacción de emisiones entre diferentes sectores.

Dejando de lado los aspectos de economía política en la implementación de programas PCT, gran parte del escepticismo respecto a la utilización de este tipo de instrumento económico en países en desarrollo se basa en la inhabilidad de estos países de medir emisiones de manera confiable (Kruger et al. 2003). Generalmente, se argumenta que PCT requiere monitoreo continuo, dado que estos sistemas constituyen la técnica de medición más precisa y podrían ser necesarios en muchos casos si las fuentes de combustión utilizan controles post-combustión. Sin embargo, para muchos contaminantes podrían utilizarse medios alternativos. Kruger et al. (2003) señala que el enfoque de balance de masa, el cual utiliza información de composición y consumo de combustible para calcular las emisiones totales, podría ser útil para implementar programas PCT. Este provee un medio razonable de estimación de la masa total de emisiones sobre el período de cumplimiento, mitigando el efecto “limpio por un día” asociado con las inspecciones de los CRE, donde las instalaciones modifican procesos, operan equipos de control y cambian combustibles para el período de inspección pero revierten el proceso al estado previo una vez ocurrida la inspección. El regulador podría reducir las oportunidades de reportes falsos y mejorar la confiabilidad recolectando información suplementaria, y usar esta información para verificar el consumo de combustible y comparar intensidades de emisión a lo largo del tiempo, contrastándolos con observaciones realizadas aleatoriamente.

Dado que programas del tipo PCT se basan en permisos que tienen una duración limitada, generalmente anual, es necesario tener un sistema de registro que sea eficiente y sea capaz de procesar un número alto de transacciones. En los más grandes programas de transacción de emisiones en aplicación en EE.UU, RECLAIM y Lluvia Acida, esto requiere la inversión de recursos significativos. Sin embargo, los avances en las tecnologías de información han hecho menos costoso y más fácilmente utilizable sistemas computarizados de registros. Tales sistemas pueden ser implementados en países en desarrollo a costos relativamente bajos.

Comparado con los instrumentos de comando y control o con un programa del tipo CRE, un programa PCT debe enfocarse en la medición y registro de la información de emisión más que en detallados planes de cumplimiento y conocimiento sobre la tecnología específica de una instalación. Ello otorga un rol más directo a los reguladores, dado que les remueve de las decisiones específicas a una tecnología y/o instalación y les permite enfocarse en los resultados de medición. En general, el conocimiento que se requiere para realizar mediciones es mucho menos detallado que el que se requiere para revisar los permisos ambientales asociados a tecnologías específicas. En adición, el enfoque de comando y control también necesita de protocolos de medición, en particular cuando existen tecnologías de post-combustión tales como filtros ó precipitadores.

#### **(b) Transacciones Inter contaminantes**

En la mayoría de las experiencias con programas de transacción de emisiones alrededor el Mundo se debe controlar varios contaminantes en forma simultánea. Sin embargo, los diseños de estos mercados no han considerado la posibilidad de intercambiar permisos de distintos contaminantes. El programa RECLAIM, incluye en teoría, una cláusula que permite la transacción entre permisos de distintos contaminantes, pero en la práctica nunca ha sido utilizada. En ninguno de los programas de transacción de emisiones de la EPA implementado en otras ciudades se ha permitido la transacción entre distintos contaminantes. Según Montero (2002), existen dos razones que parecen explicar la falta de interés de los reguladores por integrar mercados de contaminación. La primera es la incertidumbre en las consecuencias económicas y ambientales asociada a la transacción de permisos de distintos contaminantes, dado que no se está seguro respecto de cual sería la correcta tasa de intercambio entre dos contaminantes. La segunda se refiere a problemas de fiscalización ya que algunos reguladores creen que el nivel de cumplimiento puede verse deteriorado al permitir la transacción entre contaminantes.

Montero (2002) señala que se puede permitir compensaciones entre distintos contaminantes cuando las pendientes de las curvas de costo marginal son mayores que las pendientes de la curvas de beneficio marginal, ya que en este caso el regulador debiera entregar mayor flexibilidad a las firmas para cumplir con los objetivos ambientales, a pesar de la mayor incertidumbre respecto de las reducciones efectivas de cada uno de los contaminantes. Por otro lado, si las pendientes de las curvas de beneficio marginal son mayores que las pendientes de las curvas de costo marginal, el regulador debiera priorizar la certidumbre de las reducciones efectivas para cada contaminante por sobre la certidumbre en los costos, y por lo tanto, debiera mantener los mercados separados<sup>14</sup>.

Los resultados de Montero (2002) sugieren que existe espacio para implementar mercados integrados de contaminantes. ¿Cómo sería posible implementar dicho mercado? La posibilidad de contar con parámetros que relacionan los diferentes impactos en salud para cada contaminante atmosférico puede abrir la posibilidad de lograr una mayor flexibilidad en el cumplimiento de las compensaciones de emisión, el

---

<sup>14</sup> La fiscalización incompleta produce mayor incertidumbre respecto de las reducciones efectivas. Por otro lado, la fiscalización incompleta lleva implícita una mayor flexibilidad para las firmas, aún cuando los mercados están separados. Por ejemplo, si los costos resultan ser más altos que lo esperado algunas firmas decidirán no cumplir y exponerse a posibles multas. Ambas razones llevan a que la opción de mantener los mercados separados aparece como más atractiva bajo fiscalización incompleta.

resultado natural de una segunda derivada en el diseño de programas más costo-efectivos para controlar la contaminación. De este modo, así como la compensación de emisiones entre distintas fuentes aumenta las alternativas de reducción de emisiones para cada fuente y reduce los costos de control, un sistema más abierto que permita el intercambio no sólo entre distintas fuentes sino que también entre distintos contaminantes hace aún más costo-efectiva la compensación, si los costos de administración y transacción son bajos. Los mayores ahorros de costos producto de la compensación entre distintos contaminantes vienen dados por la siguiente condición:

$$\frac{C_i}{MD_i} < \frac{C_j}{MD_j}$$

es decir, el costo por unidad de beneficio ambiental del contaminante “i” es menor que el costo por unidad de beneficio ambiental del contaminante “j”, donde  $C_i$  y  $C_j$  son los costos de abatimiento por unidad de cada contaminante; y  $MD_i$  y  $MD_j$  corresponden a los daños marginales en salud de los contaminantes “i” y “j”, respectivamente. La condición señala que será más costo-efectivo compensar emisiones con otro contaminante, si el costo de abatimiento por unidad de daño ambiente equivalente es menor en el otro contaminante.

Implementar mercados inter-contaminantes significa contar con información que puede no estar disponible en el corto plazo en países en desarrollo. En lo esencial su diseño y aplicación requiere:

- Un inventario de emisiones que sea, en lo posible, lo más preciso y consistente en el tiempo.
- Estimaciones de funciones de emisión-concentración para estimar los daños físicos producto de la contaminación a través de su componente primario, las emisiones.
- Estimación del valor monetario de los daños de manera coherente entre los diferentes impactos.

Cada uno de estos componentes son críticos para implementar programas de transacción de emisiones inter-contaminantes.

La precisión del inventario de emisiones y su consistencia intertemporal ayudan a que las tasas de intercambio entre contaminantes sean lo menos discrecional entre diferentes años. En este sentido, cualquier modificación en la metodología de estimación de inventario puede generar cambios significativos en las emisiones totales de los diferentes contaminantes, y con ello afectar las tasas de intercambio entre ellos. Por ejemplo, Cifuentes (1999) determina daños marginales por tonelada para contaminantes precursores de material particulado secundario<sup>15</sup> para el año 1997 en el área metropolitana de Santiago, los que son bastante distintos a los encontrados en Cifuentes (2000) y Calfucura (2001) para el año 2000. La principal razón para dicha variación en las tasas de intercambio es la modificación en las emisiones totales estimadas producto de cambios metodológicos en el inventario de emisiones del área metropolitana de Santiago.

---

<sup>15</sup> Estos contaminantes precursores son el material particulado de combustión, óxidos de nitrógeno, óxidos de azufre, amoníaco y polvo resuspendido.

Disponer de funciones de emisión-concentración es crucial porque permite traducir como las emisiones impactan la calidad del aire y con ello determinar la responsabilidad de cada tonelada emitida sobre la contaminación del aire. Lamentablemente, la tecnología existente para determinar dicho tipo de relaciones es muy variada entre contaminantes, y muy relativa y costosa, lo que puede afectar su implementación en países en desarrollo. Por ello, considerando que un programa de transacción de emisiones necesita ser lo suficientemente simple para su éxito, se podría recurrir a métodos más simples de estimación de relaciones emisión-concentración, tales como aproximaciones lineales a través del método roll-back. La aplicación de este método puede ser de gran ayuda cuando el problema de contaminación del aire es provocado no sólo por la emisión directa de un contaminante (contaminación primaria), sino que también cuando es la interacción de varios contaminantes la cual genera las condiciones de calidad del aire en la atmósfera (contaminación secundaria). En este caso, sería necesario contar con análisis químico de filtros de estaciones de monitoreo de calidad del aire que sean consideradas como representativas de la calidad del aire promedio del área de aplicación geográfica del programa. Este análisis entrega como resultado la responsabilidad de diferentes compuestos químicos tales como amonio, nitratos, sulfatos, cloruros, polvo y carbono sobre la composición química de la calidad del aire. Cada uno de dichos compuestos puede ser asociado a las emisiones de cada contaminante, determinando por lo tanto cuanto de la concentración promedio de contaminación es debida a cada contaminante, y por ende, las tasas de intercambio entre diferentes contaminantes.

A continuación, se presenta un ejemplo de la aplicación de transacciones entre diferentes contaminantes en el caso del área metropolitana de Santiago. Como se mencionó anteriormente, el principal contaminante de preocupación para la autoridad es el material particulado respirable ( $MP_{10}$ ). La metodología considera asignar las concentraciones de los contaminantes secundarios de modo aproximado a los contaminantes primarios, esto es, asignar la participación porcentual de cada precursor en la formación de material particulado (fracción fina y gruesa). Luego, suponiendo una relación lineal entre las emisiones del contaminante primario y las concentraciones asignadas del contaminante secundario, es posible obtener la relación entre las emisiones y las concentraciones. La asignación de las concentraciones ambientales de material particulado a los diferentes contaminantes primarios fue obtenida a partir del análisis químico de la concentración de  $MP_{10}$  obtenidos por CONAMA Región Metropolitana en septiembre de 1999 en una estación de monitoreo considerada por la autoridad ambiental, como representativa de las condiciones promedio del área metropolitana de Santiago. La Tabla 5 muestra la participación de los distintos contaminantes primarios en la formación de material particulado secundario,  $MP_{2.5}$ , medido como valor medio anual de las concentraciones<sup>16</sup>.

---

<sup>16</sup> El resto del aporte corresponde principalmente a cloruros arrastrados desde el mar hacia el área metropolitana de Santiago.

**Tabla 5. Composición Química de la Fracción del Material Particulado (MP<sub>2.5</sub>) (Porcentaje de Responsabilidad)**

Contaminante primario	Participación
Material particulado respirable	34
Amonio	17
Óxidos de Nitrógeno	22
Óxidos de Azufre	17
Polvo Resuspendido	4

Fuente: Calfucura (2001).

Los factores emisión-concentración son estimados usando los datos de emisiones del inventario de emisiones del PPDA para el año 1997 y las concentraciones ambientales para dicho año. Se utiliza un modelo rollback simple, en que suponemos una relación lineal entre las emisiones de un contaminante y la fracción de material particulado que dichas emisiones producen. Se considera un nivel de concentraciones promedio de MP<sub>2.5</sub> de 34 ug/m<sup>3</sup> para el promedio anual de concentraciones de este contaminante. La suma de los aportes de cada contaminante primario que es explicada por emisiones antropogénicas representa el 94% del total de la contaminación secundaria por MP<sub>2.5</sub>, es decir, 32 ug/m<sup>3</sup>. Las emisiones totales de cada contaminante y los factores emisión-concentración para fuentes antropogénicas se presentan en la siguiente tabla.

**Tabla 6. Factores Emisión-Concentración MP<sub>10</sub>**

Contaminante primario	Emisiones (toneladas en 1999)	Concentración-emisión (ug/m <sup>3</sup> /ton anual)
Material Particulado Respirable (MP10)	4.285	0.00278
Amonio	29.391	0.00020
Óxidos de Nitrógeno	53.326	0.00014
Óxidos de Azufre	8.162	0.00070
Polvo Resuspendido	40.334	0.00003

Fuente: Elaboración propia.

Utilizando información de daños en salud por ug/m<sup>3</sup> de MP<sub>2.5</sub> y los costos de abatimiento provenientes de Calfucura (2001) para las diferentes opciones de abatimiento de cada contaminante en el sistema de compensación de emisiones del SEA, podemos analizar la costo-eficiencia de posibilitar compensaciones entre distintos contaminantes. La Tabla 7 presenta los resultados:

**Tabla 7**  
**Eficiencia relativa de compensación entre distintos contaminantes**

Demanda	Oferta				
	MP10	NOx	Sox	Polvo Suspendido	CO
MP10	1	0.01	0.26	0	0
NOx	70.45	1	18.14	0.31	0
SOx	3.88	0.06	1	0.02	0
Polvo	226.04	3.21	58.19	1	0
CO	Infinito	Infinito	Infinito	Infinito	1

Fuente: Elaboración propia.

Los contaminantes de la primera columna (Demanda) pueden compensar emisiones con los contaminantes desde la segunda columna hasta la sexta columna (Oferta). Los números en cada celda representan la razón beneficio/costo por unidad del contaminante en la fila de compensar con los diferentes contaminantes en la columna, es decir:

$$r_{i,j} = \frac{MD_j / C_j}{MD_i / C_i} \quad (6)$$

o sea, la razón beneficio/costo de compensar una tonelada del contaminante “i” mediante la reducción de una tonelada del contaminantes “j”. Interpretamos esta fórmula como sigue. Si la razón beneficio-costo de reducir una tonelada del contaminante “j” es mayor a la razón beneficio-costo de reducir una tonelada del contaminante “i”, sería socialmente eficiente permitir que una tonelada del contaminante “i” fuera compensada con  $r_{ij}$  toneladas del contaminante “j”. Se observa que compensar con material particulado de combustión (MP<sub>10</sub>) es la alternativa más eficiente para todos los demás contaminantes, con una razón desde 3.88 en el caso de los SOx hasta un valor infinito, en el caso del CO. Para el polvo suspendido también es eficiente compensar con SOx y NOx, así como los NOx ser compensados con SOx. Finalmente, el CO podría ser compensado con cualquier otro contaminante, situación que generaría un beneficio neto positivo. La alternativa de compensación inter contaminantes podría ampliar el concepto de uso de mecanismos de transacción de contaminantes desde el concepto de “transar emisiones” hacia el concepto de transar “contaminación equivalente”<sup>17</sup>.

El problema de incertidumbre respecto de cual sería la correcta tasa de intercambio entre dos contaminantes debido a diferencias en las funciones de concentración-emisión podrían ser solucionados mediante el uso de factores de seguridad, lo cual reduciría las ganancias netas de la compensación entre distintos contaminantes, pero aún podría permitir que la compensación entre contaminantes fuera una solución superior a mantener mercados de contaminantes no-integrados.

<sup>17</sup> Transar “aportes a las concentraciones” sería también un concepto que podría emplearse.

### (c) Integración de Fuentes Móviles

Gran parte del problema de contaminación del aire en las ciudades de América Latina se debe a las emisiones que aportan tanto el transporte público como privado. Si bien los sistemas de compensación de emisiones se han focalizado en el congelamiento de emisiones por parte de la industria, incorporar al sector transporte dentro de los programas de transacción puede tener múltiples ventajas. Por un lado, ello podría acelerar la renovación del parque y facilitar la introducción de tecnologías más limpias en el sistema de transporte público. Por otro lado, ello permitiría congelar y/o reducir las emisiones del sector. Finalmente, las fuentes móviles pueden ampliar el rango de oferta de emisiones y la heterogeneidad de las fuentes reguladas, lo cual eventualmente puede incrementar los ahorros de costos en un programa integrado de transacción de emisiones.

La implementación de programas de transacción de emisiones para fuentes móviles presenta complejidades adicionales a los programas aplicados en fuentes fijas, debido a los desafíos que plantea el monitoreo y la fiscalización y a la existencia de diversos instrumentos que pueden implementarse en distintos puntos del proceso de generación de emisiones. Cuatro elementos son relevantes en el diseño de un programa de transacción de emisiones para fuentes móviles: la definición de las fuentes existentes, el mecanismo de asignación de emisiones, la modalidad de transacción y la implementación del programa.

Respecto a la definición de las fuentes existentes, ello dependerá si existe libre entrada al número de vehículos y regulaciones sobre su funcionamiento. En el caso de los sistemas de transporte público en América Latina, existen ciudades donde es el municipio o el Estado quienes son propietarios del transporte público, y por lo tanto el número de buses puede ser controlado automáticamente por la autoridad, junto a ciudades donde existe libre entrada y competencia y muchos mono-operadores de buses. En este último caso, el cierre a la entrada de nuevos buses es una condición para determinar la asignación inicial por operador. En el caso del transporte privado, la asignación de derechos transables de emisión podría atraer la entrada de vehículos antiguos provenientes de otras ciudades para obtener permisos que tienen valor en el mercado. Para solucionar este problema de captura de renta que se presenta, se podría seguir la experiencia de otros países mediante el reconocimiento para participar del sistema a vehículos que acrediten funcionamiento y antigüedad por un período determinado.

La asignación de emisiones debería realizarse de manera gratuita considerando parámetros que definan las emisiones pasadas, actuales y futuras para cada tipo de vehículo u otros criterios definidos por las autoridades respectivas.

Para el transporte público, se pueden asignar emisiones por bus o flota, dependiendo de la estructura del sistema de transporte público en la ciudad. En el primer caso, cada bus es responsable de cumplir las metas de emisión que se le impongan, lo cual puede lograrse a través de transacciones entre buses de una misma flota (transacciones intra-línea), sin que sean inscritas en los registros. En este caso, la línea se comporta como una burbuja dentro de la cual ocurren transacciones, pero no son inscritas como tal. Si la asignación es por línea, se considera a cada servicio licitado como entidad económica y las transacciones solo se pueden realizarse entre las líneas, quedando limitadas las transacciones entre buses. El mecanismo específico de asignación de emisiones contempla diferentes modalidades de asignación. *Derechos por estándar de emisión* establecen una emisión promedio permitida, igual para todos los buses e independiente

del recorrido, operación o tecnología de cada uno<sup>18</sup>. *Derechos corregidos por capacidad*, ponderan el derecho asignado por estándar de emisión con un factor que refleja la capacidad de pasajeros del bus. Este tipo de asignación incentiva que los empresarios se presenten a licitaciones con buses de mayor capacidad y que balanceen de manera eficiente la capacidad del bus y sus emisiones. *Derechos corregidos por número de pasajeros*, ponderan el derecho asignado por estándar de emisión con un factor que indica el número de pasajeros transportados. *Derechos corregidos por kilometraje*, ponderan el derecho asignado por estándar de emisión con un factor que distribuye las asignaciones según los kilómetros estimados para cada servicio. Finalmente, *derechos por pasajero-kilómetro*, asignan las emisiones en base a la meta de emisión y al número esperado de pasajeros promedio por cada kilómetro recorrido por el bus. Se asigna una mayor cantidad de emisiones a flotas que tienen recorridos de mayor densidad de pasajeros por kilómetro.

Considerando las condiciones del sistema de transporte público y los requerimientos de información para la implementación de las diferentes modalidades de asignación de emisiones, una asignación mediante derechos por estándar de emisión podría ser implementada cuando no existe información acerca de las características y operación de los buses o cuando las fuentes son bastante homogéneas en su operación. Esto aún cuando puede ser poco equitativo, ya asigna mayor capacidad de emisión a buses que recorran mayores distancias. En general, los otros tipos de asignaciones requieren mayor información y fiscalización. Así por ejemplo, una asignación de derechos corregidos por pasajeros requeriría un sistema de cobro automático con registro del ingreso de pasajeros a cada bus, mientras que asignando mediante derechos corregidos por kilometraje necesitaría incorporar dispositivos en los buses, que entreguen una medición fidedigna de la cantidad de kilómetros que ha recorrido el bus en el período evaluado. Finalmente, derechos por pasajero-kilómetro transportado requiere una buena estimación de los factores pasajero-kilómetro, para evitar una mala distribución de las emisiones, lo cual puede resultar cuando se establecen recorridos completamente distintos a los conocidos actualmente.

En cuanto a la asignación de emisiones para vehículos particulares, las emisiones para toda la vida útil de un vehículo depende básicamente de: (i) el factor de emisión base, (ii) el factor de deterioro; (iii) el recorrido anual; (iv) y la probabilidad de vida de los vehículos. Debido a que estas variables son distintas para cada tipo de vehículo, sea este particular, taxi o comercial, el análisis debe realizarse en detalle para cada uno de ellos. El factor de emisión base, depende principalmente de la tecnología del vehículo. Por otra parte el factor de deterioro aumenta a medida que los kilómetros recorridos por el vehículo crecen en el tiempo. Por último, las emisiones en frío dependen de varios factores, entre los cuales se puede mencionar: la distancia recorrida promedio del vehículo, proporción del viaje que se recorre en frío, temperatura del ambiente, velocidad promedio, tecnología del vehículo y la calidad del combustible.

Dado que en este sistema participarán a futuro fuentes de distintos sectores, un sistema perpetuo introduce problemas para realizar transacciones con distinta vida útil proyectada. Por otro lado, dada la asignación temporal de los permisos para los diferentes tipos de fuentes, es imposible definir una vigencia perpetua para las transacciones. De este modo, las transacciones debieran realizarse sobre una base anual, sin perjuicio de que las fuentes puedan transar por más de un año (por ejemplo, dos

---

<sup>18</sup> Para calcular los cupos requeridos es necesario fiscalizar el factor de emisión de cada bus.

líneas de buses pueden compensar sus emisiones por toda la vigencia de sus permisos (duración de la licitación), o dos fuentes fijas lo pueden hacer por el plazo de asignación total. La vigencia de la transacción esta limitada por la menor de las vigencias de las fuentes involucradas. En el caso de los vehículos livianos estos transan, de una sola vez, sus emisiones esperadas futuras. Para compensar las emisiones con otras fuentes, que tienen asignaciones por un periodo de tiempo, es necesario convertirlas a un flujo uniforme de reducciones por el largo del periodo de tiempo, de modo que el valor presente de ambos flujos sea equivalente.

En el caso de los camiones, la opción de un programa limitado de scrapping de camiones antiguos podría financiar parcialmente su renovación o salida, pero ello también requeriría congelar las emisiones de material particulado y gases en este tipo de vehículos y cerrar el parque para los camiones existentes. En este escenario, todo camión nuevo debería también compensar sus emisiones. La utilización de un programa de scrapping podría generar créditos de emisión que pudiesen ser vendidos a la industria o al resto del sistema de transporte. Por ejemplo, si se considera una flota de 1.000 camiones cuya renovación se adelantara para generar créditos de emisiones con una duración temporal de 5 años, podría generarse una oferta de 263 ton/año de MP10 y 3.378 ton/año de NOx. Dichas emisiones valoradas a precio de mercado significaría un valor de US \$ 6.500 por camión, lo que podría ayudar a acelerar la renovación de la flota de camiones. Lamentablemente, un sistema de permisos de emisión con una duración limitada (5 años) podría tener escaso interés para la industria, dado que esta última transa permisos permanentes.

#### **IV. Conclusiones**

A la fecha, se han implementado tres programas de compensación de emisiones en Santiago, Chile. Si bien se ha observado una notable mejoraría en los niveles de calidad ambiental, las debilidades institucionales y las carencias de información han afectado negativamente la costo-efectividad de estas políticas. En este documento se argumenta que a pesar de dichas falencias, los programas de transacción de emisiones pueden ser una herramienta muy eficaz para enfrentar los problemas de contaminación del aire en América Latina, y que las falencias institucionales y de recursos pueden ser subsanadas mediante la aplicación de programas que respeten el principio de la simplicidad en todos sus ámbitos de diseño.

La simplicidad implica incorporar a la sociedad en general en los programas de compensación, descentralizando las tareas de monitoreo, fiscalización y provisión de información a las fuentes reguladas. Mediante esta medida se puede aumentar también la credibilidad del sistema, fortaleciendo los incentivos económicos para las fuentes reguladas.

Además, la simplicidad en el diseño implica desarrollar instituciones que permitan menores costos de transacción y una mayor liquidez del mercado. Tres tipos de instrumentos apuntan en dicha dirección: la implementación de programas de transacción de emisiones del tipo *cap-and-trade*; la implementación de mercado integrados entre diferentes contaminantes y finalmente, la incorporación de fuentes móviles dentro de un programa de transacción de emisiones.

Gran parte del escepticismo respecto a la utilización de programas de transacción de emisiones del tipo *cap-and-trade* en países en desarrollo se basa en la inhabilidad de estos países de medir emisiones de manera continua. Sin embargo, para muchos

contaminantes podrían utilizarse medios alternativos, complementados con información suplementaria que permitan la verificación de los reportes provistos por las fuentes reguladas. Por lo tanto, la función de la autoridad regulatoria dentro de un programa del tipo *cap-and-trade* debe enfocarse en la medición y registro de la información de emisión más que en detallados planes de cumplimiento y conocimiento sobre la tecnología específica de una instalación. Ello otorga un rol más directo a los reguladores, dado que les remueve de las decisiones específicas a una tecnología y/o instalación y les permite enfocarse en los resultados de medición.

Así como la compensación de emisiones entre distintas fuentes aumenta las alternativas de reducción de emisiones para cada fuente y reduce los costos totales de control, un sistema más abierto que permita el intercambio no sólo entre distintas fuentes sino que también entre distintos contaminantes podría generar una solución aún más costo-efectiva, si los costos de administración y transacción son bajos. Si bien implementar mercados inter-contaminantes significa contar con información que puede no estar disponible en el corto plazo en países en desarrollo, se podría recurrir a métodos simples de estimación lo suficientemente precisos para permitir que la compensación entre contaminantes fuera una solución superior a mantener mercados de contaminantes no-integrados.

Incorporar al sector transporte dentro de los programas de transacción puede tener múltiples ventajas. Podría acelerar la renovación del parque y facilitar la introducción de tecnologías más limpias en el sistema de transporte público, permitiría congelar y/o reducir las emisiones del sector a la vez de ampliar el rango de oferta de emisiones y la heterogeneidad de las fuentes reguladas. Sin embargo, presenta también complejidades adicionales a los programas aplicados en fuentes fijas, debido a los desafíos que plantea el monitoreo y la fiscalización.

Por último, se deberían utilizar, en forma complementaria a los programas de compensación de emisiones, políticas de revelación de información. Estas políticas se basan en la provisión pública de información respecto al desempeño ambiental de las fuentes reguladas, de manera que los mercados de capital, los consumidores y el público en general puedan reaccionar ante dicha información castigando a aquellas firmas que no cumplen, lo que genera incentivos adicionales para un mayor nivel de cumplimiento por parte de las fuentes reguladas.

Intentos para solucionar problemas tales como la equidad intergeneracional, y la contaminación concentrada localmente, probablemente deberán ser pospuestos, ya que en el corto plazo pueden imponer restricciones sobre los emisores que minen los méritos de los programas de transacción de emisiones.

## V. Referencias

- Alberini, A., Harrington, W., y V. McConnell: "Determinants of participation in accelerated vehicle-retirement programs", *RAND Journal of Economics*, Vol. 26, N° 1.
- Banco Mundial: "World Development Indicators 2007", <http://go.worldbank.org/3JU2HA60D0>
- Bell, Ruth Greenspan and Russell, C. (2002): "Environmental Policy for Developing Countries", *Issues in Science and Technology*, Spring.
- Bohm, P. y C.F. Russell (1985): "Comparative analysis of alternative policy instruments", en A.V. Kneese and J.L. Sweeney ( Editores), *Handbook of Natural Resources and Energy Economics*, Vol. 1, p. 429.
- Borregard, N., Sepulveda, C., Bernal., P y E. Claro (1997): "Instrumentos económicos al servicio de la política ambiental en Chile", *Ambiente y Desarrollo*, Marzo, Vol. XIII (1).
- Cason, T. y C. Plott (1996): "EPA's New Emissions Trading Mechanism: A Laboratory Evaluation". *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 30(2): 133-160.
- Chavez, C. y R. Ponce (2005): "Costos de cumplimiento de permisos de emision. Aplicacion a fuentes fijas en Talcahuano, Chile", *El Trimestre Económico*, No 288, pp.847.
- Cifuentes, L. y J.P Montero (1998): "Análisis de la Aplicación de un Cambio en el Impuesto Especifico a los Combustibles sobre las Emisiones en la Región Metropolitana". Reporte elaborado para la Comisión Nacional del medio Ambiente, Región Metropolitana, Chile.
- Cifuentes, L. (1999): "*Evaluación Económica del Plan Piloto de Buses a Gas Natural Comprimido*". Informe elaborado para CONAMA Región Metropolitana.
- Cifuentes, L. (2000): "*Costos de las Medidas del Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana*". Informe elaborado para CONAMA Región Metropolitana.
- Cifuentes, L. y J.P Montero (2001): "Diseño de Instrumentos Económicos Aplicados para el Control de la Contaminación Atmosférica en la Región Metropolitana", estudio realizado para CONAMA Región Metropolitana.
- CONAMA, (1997): Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana.
- CONAMA, (2003): Reformulación del Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana.
- Coria, Jessica (2006): "Transactions in The Santiago Emisión Market: ¿Why did sources loose their emission permits?", Documento no Publicado. Facultad de Economía y Empresa, Universidad Diego Portales.
- Da Motta, R., Huber, R., y H. Ruitenbeek (1999): "Market-based Instruments for Policymaking in Latin America and the Caribbean: Lesson from Eleven Countries", *Environment and Development Economics*, Vol. 4, No 2, pp. 177-201.
- Dasgupta, S. and Laplante, B. (2001): "Pollution and Capital Markets in Developing Countries", *Journal of Environmental Economics and Management* 42, 310-335.
- Dasgupta, S.; Hong, Jong Ho; Laplante, B. and Mamingi, N. (2006): "Disclosure of Environmental Violations and Stock Market in the Republic of Korea", *Ecological Economics* 58, 759-777.
- Deweese, D. (2001): "Emissions Trading: ERC or Allowances?", *Land Economics*, Vol. 77, No. 4, pp. 513-526

- Ellerman, A. y J.P. Montero (1996): "Why are Allowance Prices so Low? An Analysis of the SO<sub>2</sub> Emissions Trading Program", Working Paper 96-001, MIT CEEPR.
- Gamma (2007): *Diseno y Evaluacion de Medidas para Fuentes Fijas en la Reformulacion del Plan de Prevencion y Descontaminacion del Aire de la Region Metropolitana*. Reporte preparado para CONAMA Región Metropolitana.
- Garcia, J.; Sterner, T. and Afsah, S. (2007): "Public disclosure of industrial pollution: the PROPER approach for Indonesia?", *Environment and Development Economics* 12, 739-756
- Hahn, R. (1989). "Economic prescriptions for environmental problems: How the patient followed the doctor's orders." *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 3: 94-114.
- Harrington, W. (1988): "Enforcement leverage when penalties are restricted", *Journal of Public Economics*, Vol. 37: 29-53.
- Jurado, J. y D. Southgate (1999): "Dealing with Air Pollution in Latin America: The Case of Quito, Ecuador", *Environment and Development Economics*, Vol. 4, No 3, pp. 375-388.
- Keohane, N., Revesz, R., y R. Stavins (1997): "The Positive Political Economy of Instrument Choice in Environmental Policy", *Discussion Paper 97-25*, Resources for the Future, Washington D. C.
- Keohane, N.O. (2001): "Essays in the Economics of Environmental Policy", unpublished Ph.D. dissertation, Harvard University.
- Kerr, S. and R.G. Newell (2000), "Policy-Induced Technology Adoption: Evidence from the U.S. Lead Phasedown", Resources for the Future Discussion Paper 01-14.
- Kim, B. (2006): *A Study on the Emission Trading System in the Seoul Metropolitan Area, Korea: Based on Experiences in the United States*. Thesis, Master in Environmental Studies, University of Oregon.
- Konar, S and Cohen, M.A. (1997): "Information as regulation: the effect of community right to know laws on toxic emissions" *Journal of Environmental Economics and Management* 32, 109-124.
- Kosobud, R., Schreder, D., y H. Biggs (2000): *Emissions Trading: Environmental Policy's New Approach*, Wiley and Sons Publishers.
- Krueger, J.; Grover, K. and Schreifels, J. (2003): "Building Institutions to Address Air Pollution in Developing Countries: The Cap and Trade Approach", OECD Global Forum On Sustainable Development: Emissions Trading, Concerted Action On Tradable Emissions Permits Country Forum.
- Krupnick, A. (2003): "Urban Air Pollution in Developing Countries: Problems and Policies", en "The Environment and Emerging Development Issues", Editado por Partha Dasgupta y Karl-Göran Mäler.
- Montero, J. P., Sánchez, J. M. and Katz, R. (2002) "A Market Based Environmental Policy Experiment in Chile", *Journal of Law and Economics*, Vol. XLV, April.
- Montero, J.P. (2002): "Multipollutants Markets", *The RAND Journal of Economics*, Vol. 32, No. 4, pp. 762-774.
- Montero, J.P. (2007): "A simple auction mechanism for the optimal allocation of commons", por aparecer en *American Economic Review*.
- OECD (1999): "Economic Instruments for Pollution Control and Natural Resource Management in OECD Countries: A Survey". Working Paper on Economic and Environmental Policy Integration.
- OECD (2002): "Implementing Domestic Tradable Permits: Recent Developments and Future Challengers". Paris.

- OECD (2004): "Greenhouse Emissions Trading and Projects Based Mechanisms", Proceedings OECD Global Forum on Sustainable Development: Emissions Trading.
- O'Ryan, R. (1996), "Cost-Effective Policies to Improve Urban Air Quality in Santiago, Chile", *Journal of Environmental Economics and Management*, 31, November, 302-313.
- Palacios, M. and Chavez, C. (2005): "Determinants of compliance in the emissions compensation program in Santiago, Chile", *Environment and Development Economics* 10: 453-483.
- Parry, IWH (1997): "Environmental Taxes and Quotas in the Presence of Distorting Taxes in Factor Markets", *Resource and Energy Economics*, Vol. 19, No 3.
- RECLAIM (1993): *Program Summary & Rules*, South Coast Air Quality Management District.
- Rusell, C. y Vaughan, W. (2003): "The choice of pollution control policy instruments in developing countries: arguments, evidence and suggestions", en *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2003-2004*. Henk Folmer, Tom Tietenberg. Edward Elgar Publishing. 331-371
- Solomon, B. and Lee, R. (2000): "Emissions Trading Systems and Environmental Justice", *Environment*, Vol. 42, Issue 8, 32-45
- Stavins (1995): "Transaction Costs and Tradeable Permits", *Journal of Environmental Economics and Management* 29: 133-148.
- Stavins, R. y B. Whitehead (1997): "The Next Generation of Market-Based Environmental Policies", *Discussion Paper 97-10*, Resources for the Future, Washington D. C.
- Stranlund, J. y C. Chavez (2000): "Effective Enforcement of a Transferable Emissions Permit System with a Self-reporting Requirement", *Journal of Regulatory Economics*, Vol. 18: 113-131.
- UNEP (2007): *Global Environment Outlook, GEO4, Environment for the Development*. United Nations Environment Programme.
- Tietenberg, T. (1998a): "Ethical Influences on the Evolution of the US Tradable Permit Approach to Air Pollution Control", *Ecological Economics*, Vol.24, N° 2 y 3.
- Tietenberg, T. (1998b): "Disclosure Strategies for Pollution Control", *Environmental and Resource Economics*, 11, 587-602.
- Vijay (2003): "Heterogeneity of Marginal Abatement Cost, and Savings from Application of Market Based Instruments for the Industry Sector in the MCMA", Institute for Economy and the Environment, University of St. Gallen, [http://www.oikos-stiftung.unisg.ch/academy2003/paper\\_vijay.pdf](http://www.oikos-stiftung.unisg.ch/academy2003/paper_vijay.pdf)
- Vislie, J. (1995): "Desingning Optimal Environmental Incentive Schemes Under Moral Hazard and Private Information", *mimeo*, Department of Economics, University of Oslo.
- Weitzman, M. (1974). "Prices vs. Quantities." *Review of Economics Studies* Vol. 41: 477-491.
- Zegras (2001): "Mecanismos Financieros aplicados al Desarrollo Urbano como consecuencia de sus Impactos en los Sistemas de Transporte: el caso de Santiago de Chile", *Revista TRANVIA*, N 13.